



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO
CAMPUS DIADEMA



SUELLEN DE MELO VIEIRA

**AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS NA BACIA HIDROGRÁFICA URBANA DO
RIBEIRÃO DOS COUROS, MUNICÍPIOS DE DIADEMA E
SÃO BERNARDO DO CAMPO, SP**

DIADEMA

2019

SUELLEN DE MELO VIEIRA

**AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS NA BACIA HIDROGRÁFICA URBANA DO
RIBEIRÃO DOS COUROS, MUNICÍPIOS DE DIADEMA E
SÃO BERNARDO DO CAMPO, SP**

Dissertação apresentada, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Análise Ambiental Integrada, ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* do Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas da Universidade Federal de São Paulo – *Campus* Diadema.

Orientador: Prof. Dr. Claudio Benedito Baptista Leite

DIADEMA

2019

Vieira, Suellen de Melo

Avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas na bacia hidrográfica urbana do Ribeirão dos Couros, municípios de Diadema e São Bernardo do Campo, SP/ Suellen de Melo Vieira. – Diadema, 2019.

104 f.

Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas – Universidade Federal de São Paulo – Campus Diadema, 2018

Orientador: Prof. Dr. Cláudio Benedito Baptista Leite

1. Vulnerabilidade. 2. Águas subterrâneas. 3. Ribeirão dos Couros. 4. AVI. 5. Aquíferos..

CDD 551.49

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação aos meus Pais e minha avó. Os quais, sendo fortes, conseguem ultrapassar todos os limiares máximos de dificuldades impostas pela vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus.

Agradeço aos meus pais, Erikson e Maria, à minha avó Lourdes e minha irmã Suzzana pelo apoio financeiro e psicológico durante toda a minha vida e especialmente no mestrado. Tudo que conquistei até hoje não seria possível sem o amor de vocês.

Agradeço ao meu orientador, professor e amigo Dr. Claudio B. B. Leite por todo tempo a mim dedicado. Acompanhou-me por mais um ciclo da minha vida e colaborou tanto na minha evolução acadêmica quanto pessoal. Todas as histórias, dicas e aprendizados permanecerão para sempre comigo.

Agradeço de todo coração aos meus amigos que se disponibilizaram a trabalhar arduamente na coleta de amostras comigo. Este trabalho não estaria concluído sem vocês. Muito, muito obrigada Leonardo Lopes, Alan Lins e Rinaldo de Melo. Ao meu querido amigo Douglas, companheiro mais uma vez nesta etapa, sempre disposto a me ajudar nas resoluções das minhas dúvidas, meu muito obrigada, que a vida possa trazer-lhe só realizações grandiosas. Ao meu amigo Hugo, que desde o começo do mestrado me ajudou na resolução de diversas dúvidas, construção pessoal e redação do texto.

Agradeço às professoras Sheila Furquim e Juliana Freitas por emprestarem os equipamentos necessários para coletas e estimativa da condutividade hidráulica das amostras. Além de toda turma da Análise Ambiental Integrada, todos os professores e os colegas de laboratório que fizeram dos meus dias, com conversas e risadas, mais alegres e leves durante este tempo.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Por fim, agradeço à CAPES pela bolsa de mestrado ao longo de todo curso.

Poderoso pra mim não é aquele que descobre ouro.
Para mim poderoso é aquele que descobre
as insignificâncias (do mundo e as nossas)

Manoel de Barros

VIEIRA, S. M. Avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas na bacia hidrográfica urbana do Ribeirão dos Couros, municípios de Diadema e São Bernardo do Campo, SP. Dissertação (Mestrado). Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas. Universidade Federal de São Paulo. Diadema. 2019.

RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros, uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, a qual compreende os municípios de Diadema e São Bernardo do Campo, é caracterizada por sua alta densidade populacional, alta demanda de água subterrânea e concentração de numerosas indústrias de diferentes setores. Segundo as prefeituras, o DAEE e a CETESB, localizam-se na área cerca 1030 empreendimentos dentre comércios, indústrias diversas e postos de combustíveis; 80 registros de locais que já sofrem contaminação e 241 poços de captação de água subterrânea. O uso da água subterrânea na região cresce a cada ano e planos de uso e conservação do solo e água ainda são insuficientes e necessitam de estudos mais detalhados. A vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos, resultante das propriedades hidrogeológicas e geológicas do sistema de águas subterrâneas determina a sensibilidade do sistema frente aos impactos humanos e/ou naturais. A avaliação da vulnerabilidade e perigo a contaminação é uma importante ferramenta na proteção da qualidade das águas subterrâneas, indicando as zonas mais sensíveis a atividades antrópicas responsáveis pela degradação das águas subterrâneas. A fim de se estabelecer um primeiro passo frente à contaminação de aquíferos, o presente trabalho tem como objetivo mapear a vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros. O método AVI, é um método de avaliação da vulnerabilidade com base na resistência hídrica, estimada pela divisão da profundidade do nível d'água pela condutividade hidráulica, resultando um tempo de percurso vertical, representando um possível tempo que um contaminante dissolvido levará para atingir a zona saturada do aquífero). É um método quantitativo, não arbitrário, indicado para escalas locais e não fazendo uso da recarga como parâmetro de avaliação, o torna adequado para estudos em escala local e em áreas altamente antropizadas com pouca influência da recarga. Qualitativamente divide a avaliação da vulnerabilidade em muito baixa - para resistências hídricas maiores do que 10.000 anos, baixa, entre 1000 a 10000 anos, moderada entre 100 e 1000 anos, alta entre 10 e 100 anos, e, extremamente alta menores que 10 anos. Os resultados da avaliação da vulnerabilidade pelo método AVI apontaram 94% da área com vulnerabilidade extremamente alta e 6% de vulnerabilidade alta. A fim de melhorar a visualização da vulnerabilidade na Bacia do Ribeirão dos Couros, contudo não alterando o resultado físico atribuído pelo método AVI, o mapa de vulnerabilidade foi apresentado qualitativamente em vulnerabilidade A1 – menor do que 360 dias; A2 – entre 360 e 1200 dias; e, A3 maior do que 1200 dias. O resultado apontou 66% de áreas com Vulnerabilidades A1; 17,5% de Vulnerabilidades A2; e, 16,5% com Vulnerabilidades A3. Visto a importância socioeconômica da área e a vulnerabilidade das águas subterrâneas observadas recomendam-se a discussão e implementação de medidas de proteção.

Palavras-chave: 1.Vulnerabilidade. 2. Águas subterrâneas. 3. Ribeirão dos Couros. 4. AVI. 5. Aquíferos.

ABSTRACT

The Ribeirão dos Couros Watershed, in the Alto Tietê Hydrologic Basin, situated in Diadema and São Bernardo do Campo city, is characterized by a high population density, high demand for groundwater and concentration of numerous industries. According to the DAEE and CETESB, there are around 1080 commerces, industries and fuel stations; 80 sites already contaminated; and 230 groundwater withdrawal wells. The use of groundwater in the region grows every year and plans for soil and water use and conservation are still insufficient and require detailed studies. The intrinsic vulnerability of aquifers is the result from the hydrogeological and geological properties of the groundwater system and to establish the sensitivity of the system to human and/or natural impacts. The assessment of vulnerability and risk of contamination is an important tool to preserve the quality of groundwater indicating the most sensitive areas for groundwater degradation. In order to establish a first step towards the aquifer's contamination, this work has the objective of mapping the intrinsic vulnerability of the Ribeirão dos Couros Watershed. Developed by Stempvoort et al, (1992), the AVI method is a method of assessing vulnerability based on water resistance, estimated by the ratio of the water depth to the hydraulic conductivity in a specific point, resulting in a vertical travel time, representing the time that a contaminant will lead to reach the saturated zone of the aquifer (GUIGUER and KOHNKE, 2002). It is a quantitative method, not arbitrary, indicated for local scales and not using recharge as an evaluation parameter, which makes it suitable for study and local scale in a highly anthropic area with little influence of recharge. Qualitatively divides the vulnerability assessment into very low - less than 10,000 years, low, - between 10,000 and 1000 years, moderate - between 100 and 1000 years, high - between 10 and 100 years, and extremely high, -lower than 10 years. The AVI vulnerability assessment showed 94% of the extremely high area and 6% of high vulnerability. In order to improve the visualization of vulnerability in Ribeirão dos Couros Watershed, but not altering the physical result attributed by the AVI method, the vulnerability map was qualitatively presented in A1 vulnerability - less than 360 days; A2 - between 360 and 1200 days; e, A3 vulnerability greater than 1200 days. The result indicated 66% of areas A1; 17.5% of A2 Vulnerabilities; and, 16.5% A3 Vulnerabilities. Given the socio-economic importance of the area, and the observed vulnerability protection measures are recommended.

Key-Words: 1. Vulnerability. 2. Groundwater. 3. Ribeirão dos Couros watershed. 4. AVI. 5. Aquifers.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Representação esquemática da distribuição vertical da água no solo mostrando as zonas de umidade.	38
Figura 2 - Variação da Superfície Potenciométrica	38
Figura 3 - Esquema ilustrativo do experimento utilizado por Darcy.	39
Figura 4 - Curva de distribuição normal e áreas sob a curva (a) e curva de distribuição log normal (b)	43
Figura 5 - Variograma típico e suas propriedades	45
Figura 6 - Parâmetros para variograma direcional	46
Figura 7 - Modelos de variograma com patamar	47
Figura 8 - Modelos de variograma sem patamar	47
Figura 9 - A: Seleção de duas amostras por quadrante; B) Seleção de uma amostra por octante	49
Figura 10 - Localização da área de estudo	51
Figura 11 - Mapa Geológico da Bacia do Ribeirão dos Couros	53
Figura 12 - Unidades Aquíferas da Bacia Ribeirão dos Couros	55
Figura 13 - Cobertura do solo da bacia Ribeirão dos Couros	57
Figura 14 - Indústrias e postos de combustível na Bacia Hidrográfica Ribeirão dos Couros	58
Figura 15 - Poços Cadastrados no DAEE na Bacia do Ribeirão dos Couros	59
Figura 16 - Fluxograma de atividades	61
Figura 17 - Trado de rosca, de copo e cilindro amostrador	64
Figura 18 - Locais de Coleta de amostras na Bacia do Ribeirão dos Couros	65
Figura 19 - Permeâmetro de Laboratório	66
Figura 20 - Mapa Hipsométrico da Bacia do Ribeirão dos Couros	71
Figura 21 - Mapa potenciométrico da Bacia do Ribeirão dos Couros	72
Figura 22 - Mapa do parâmetro D (profundidade do nível d'água) do índice AVI	73
Figura 23 - Histograma da distribuição das amostras de condutividade hidráulica	74
Figura 24 - Escala de probabilidade aritmética das amostras de condutividade hidráulica	75
Figura 25 - Boxplot das amostras de condutividade hidráulica	75
Figura 26 - Boxplot das amostras de condutividade após eliminação dos outliers	76
Figura 27 - Histograma de distribuição das amostras após eliminação dos outliers	76
Figura 28 - Modelagem do Variograma.	77

Figura 29 - Mapa de Condutividade hidráulica da Bacia Ribeirão dos Couros.	79
Figura 30 - Mapa da vulnerabilidade intrínseca a contaminação na bacia do Ribeirão dos Couros.	81
Figura 31 - Mapa de Vulnerabilidade AVI Reclassificado.	83
Figura 32 - Localização de poços e Topografia da área de estudo.	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes de Vulnerabilidade AVI	69
Tabela 2 - Distribuição de Vulnerabilidade AVI	80
Tabela 3 - Classes de vulnerabilidade – AVI Reclassificado.....	82
Tabela 4 - Distribuição Vulnerabilidade AVI Reclassificado	85

LISTA DE SIGLAS

CBHAT	Comitê de Bacias Hidrográficas do Alto-Tietê
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CPRM	SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL
DAEE	Departamento de Águas e Energia
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ESRI	Environmental Systems Research Institute
EPA	ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG	Instituto Geológico
IGC/SP	Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo
IPT/SP	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado De São Paulo
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
MMA	MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE
ONU	Organização das Nações Unidas
SIAGAS	Sistema de Informações de Águas Subterrâneas
SMA	Secretaria De Estado do Meio Ambiente de São Paulo
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USEPA	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	25
1.1	Objetivos Específicos	29
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	30
2.1	Vulnerabilidade à contaminação de aquíferos	30
2.2	Vulnerabilidade Intrínseca e Vulnerabilidade Específica.....	31
2.3	Mapeamento da vulnerabilidade da água subterrânea	32
2.4	Métodos de Avaliação da Vulnerabilidade	33
2.5	Zona não saturada e Zona Saturada.....	37
2.6	Superfície Potenciométrica	38
2.7	Condutividade Hidráulica	39
2.8	Geoestatística.....	41
2.9	Análise Exploratória.....	42
2.10	Variograma e Semivariograma.....	43
2.11	Modelos Variográficos	46
2.12	Krigagem.....	48
3.	ÁREA DE ESTUDO	50
4.	MATERIAIS E MÉTODOS	61
4.1	Roteiro Metodológico.....	61
4.2	Levantamento e Análise de Dados Bibliográficos e Cartográficos	61
4.3	Informações Topográficas e Potenciométricas	62
4.4	Coleta de amostras não deformadas.....	63
4.5	Ensaio de Condutividade Hidráulica0	66
4.6	Análise estatística exploratória e formulação do variograma.....	67
4.7	Método AVI.....	68

5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	70
5.1	Parâmetro profundidade do nível d'água.	70
5.2	Análise exploratória dos dados de condutividade hidráulica	74
5.3	Variograma	76
5.4	Condutividade Hidráulica.....	77
5.5	Vulnerabilidade	80
5.5.1	Reclassificação da Vulnerabilidade AVI.....	80
6.	CONCLUSÕES.....	90
	Referências Bibliográficas.....	93

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial para a manutenção da vida na Terra e está distribuída abundantemente na superfície terrestre. Do total de água disponível no Planeta, 97,5% estão na forma de água salgada nos mares e oceanos e apenas 2,5% são água doce, com potencial de uso para abastecimento. Dentro desta porção de água doce, 68,9% encontram-se no estado sólido nas calotas polares, 29,9% são águas subterrâneas e apenas de 0,2% em rios e lagos (CETESB, 2017a). Frente a esses dados, observa-se que a porção adequada ao uso humano é consideravelmente pequena em relação ao volume total de água do planeta e, por conseguinte, água doce configura-se como um recurso limitado.

O Brasil classifica-se como um País com alta disponibilidade hídrica, concentrando cerca de 12% dos recursos hídricos com potencial de uso no planeta. Todavia, a demanda e disponibilidade hídricas não estão distribuídas uniformemente nas diferentes regiões brasileiras. A Bacia do Alto Tietê - BAT, assim como as bacias do semiárido, estão classificadas, segundo a ONU, como *Críticas*, dentre as quatro categorias estabelecidas - *Abundante*, *Correta*, *Pobre* e *Crítica* - quanto ao nível de stress hídrico. O nível de *stress hídrico*, ou nível crítico, é igual ao quociente entre demanda e disponibilidade hídrica. Quanto maior a criticidade, maior a exigência, custo e complexidade de gestão de uma bacia (SABESP, 2018).

A população Brasileira atualmente é representada por mais de 200 milhões de pessoas e o aumento populacional nos últimos dez anos foi de 12,3% (IBGE, 2018). Com o crescimento da população e da densidade populacional, proporcionalmente aumenta-se o potencial de poluição de águas subterrâneas por ações antrópicas. De acordo com a CETESB (2017b), só no estado de São Paulo, no ano de 2016, o número de áreas contaminadas superou 5000 locais.

O abastecimento por águas subterrâneas, em relação às águas superficiais, tem se mostrado mais vantajoso quanto à qualidade da água captada e aos custos de distribuição. Segundo a ANA (2010), os aquíferos servem ao abastecimento de aproximadamente 40% da população brasileira. No estado de São Paulo, o abastecimento proveniente dos aquíferos é maior a cada ano, além disso, os

cenários de distribuição de abastecimento de águas subterrâneas estão sofrendo alterações. Antes, maiores porcentagens do uso da água subterrânea eram destinadas ao setor industrial, mas atualmente predominam os usos públicos e domésticos (DAEE, 2014).

A gestão sustentável dos recursos hídricos deve ser realizada preventivamente para garantir a proteção ambiental, além da saúde e bem-estar social. Para tanto, é essencial o conhecimento do comportamento do meio natural, frente aos impactos antrópicos, a fim de estabelecer e implementar políticas públicas que proporcionem e promovam a qualidade dos recursos hídricos e desenvolvimento adequado e sustentável de uma região. Portanto, para o primeiro passo na gestão integrada dos recursos, faz-se necessária a execução de estudos ambientais integrados.

A vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos, resultantes das propriedades hidráulicas e geológicas do sistema de águas subterrâneas, determina a sensibilidade do sistema frente a impactos humanos e/ou naturais (VRBA e ZAPOROZEC, 1994). A avaliação da vulnerabilidade e perigo à contaminação é uma importante ferramenta na proteção da qualidade das águas subterrâneas, indicando as zonas mais sensíveis a atividades antrópicas responsáveis pela degradação das águas subterrâneas (LOBO-FERREIRA, 1998; BARBOSA et al., 2011).

Proposto por Stempvoort et al. (1992), o método de avaliação da vulnerabilidade denominado *Aquifer Vulnerability Index* - AVI fornece índices de resistência hidráulica, com base em dois parâmetros do meio físico – Profundidade do Nível d'Água e Condutividade Hidráulica. A estimativa da vulnerabilidade intrínseca é representada pela resistência hidráulica, considerada como o tempo de trânsito da água desde a superfície até a zona saturada do aquífero. A aplicação do método AVI é recomendada para caracterização de áreas ou regiões com estudos detalhados de condutividade hidráulica e com dados do nível de água subterrâneas disponíveis (VIAS et al., 2005; SANTOS e PEREIRA, 2011; RAJU et al., 2014; VIEIRA et al., 2017).

O método mais adequado para estimativa da vulnerabilidade é escolhido com base em informações locais já disponíveis, tais como tamanho da área, facilidade de

aplicação do método e importância econômica e cultural da região de estudo (LOBO-FERREIRA, 1998; AUGÉ, 2004; OLIVEIRA, 2013;).

O método *Aquifer Vulnerability Index* - AVI foi escolhido para o presente trabalho devido suas características tais como: indicado para áreas de estudos locais; para regiões antropizadas, visto que não considera a recarga em sua fórmula; ser um método simples e não arbitrário; e apresenta resultado satisfatório quando há estudos de condutividade hidráulica detalhados (FRAGA et al., 2013; DUCCI e SELERINO, 2013; SANTOS e PEREIRA, 2011; OLIVEIRA e LOBO-FERREIRA, 2003; VIEIRA et al., 2017).

A Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros, uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê e localizada no interior dos municípios de Diadema e São Bernardo do Campo, é caracterizada por sua alta densidade populacional e concentração de numerosas indústrias de diferentes setores. Segundo dados atualizados das prefeituras identificam-se mais de 1080 empreendimentos potencialmente poluidores, dentre comércios, indústrias diversas; postos de combustíveis; e, segundo a CETESB (2018) 80 registros de locais que já sofreram contaminação. Vale ressaltar que estão registrados, no Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE, 230 poços de captação de água subterrânea e apenas 10% da cobertura do solo no município corresponde à cobertura vegetal, o que condiciona e influencia a recarga do aquífero.

O uso da água subterrânea para diversos fins na região cresce a cada ano (FABHAT, 2017) e planos de uso e conservação do solo e água para garantir a quantidade e qualidade da água subterrânea ainda são insuficientes e necessitam de estudos mais detalhados para subsidiar a gestão adequada desses recursos. As universidades e as pesquisas acadêmicas têm como missão colaborar com o desenvolvimento humano e sustentável, no contexto de municípios, estados e país, contribuindo na solução de problemas atuais da sociedade e nos avanços tecnológicos, científicos e culturais. Nesse sentido pesquisas no campo das ciências hidrológicas colaboram diretamente para uma melhor gestão e preservação dos recursos hídricos.

A presente pesquisa buscou contribuir com o desenvolvimento de base técnica em águas subterrâneas em uma sub-bacia representativa no interior da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, por meio da avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação do aquífero, que possa se constituir em ferramenta de gestão pelos órgãos gestores.

2. OBJETIVO

O objetivo principal deste trabalho compreende o mapeamento da vulnerabilidade das águas subterrâneas frente à contaminação na Bacia Hidrográfica Urbana do Ribeirão dos Couros.

2.1 Objetivos Específicos

Para alcançar o objetivo principal desta pesquisa, foi previsto o atendimento dos seguintes objetivos específicos.

- Caracterização da área de interesse por meio do levantamento e análise de dados bibliográficos e cartográficos;
- Organização de informações de poços por meio do levantamento e compilação de dados a partir de consulta ao Departamento de Águas e Energia (DAEE), do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), do Instituto Geológico (IG), Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), Universidades;
- Caracterizar a condutividade hidráulica do meio não saturado por meio da execução de sondagens e coleta de amostras não deformadas para ensaios hidráulicos;
- Zoneamento da potenciometria do aquífero livre por meio da interpolação espacial dos níveis de água nos poços cadastrados;
- Zoneamento da condutividade hidráulica no interior da bacia hidrográfica por meio da krigagem; e
- Mapeamento da vulnerabilidade à contaminação do aquífero livre da área de interesse.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No final dos anos 60 e início dos anos 70, com a intensificação dos estudos hidrogeológicos, constatou-se a ocorrência de contaminação das águas subterrâneas causadas pelos impactos negativos da agricultura intensiva e da industrialização. Por derivação, a preocupação com a preservação da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos tornou-se mais evidente, resultando em trabalhos pioneiros de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação (LEGRAND, 1964; MARGAT, 1968; TALASSE, 1972).

Apresenta-se a seguir uma síntese bibliográfica de diferentes métodos de mapeamento da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos, assim como de conceitos básicos de interesse e técnicas de apoio utilizados para a elaboração de tais mapas.

3.1 Vulnerabilidade à contaminação de aquíferos

O conceito vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas a partir da década de 80 foi objeto de novas abordagens e tentativas de definição. Com o objetivo de discutir o tema, realizou-se em 1987 na Holanda a “Conferência Internacional em Vulnerabilidade do Solo e Águas Subterrâneas aos Poluentes”, onde diversos autores propuseram definições para o conceito de vulnerabilidade segundo seu respectivo entendimento.

Segundo Lobo-Ferreira (1991), a vulnerabilidade pode ser entendida como “a sensibilidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das características intrínsecas do aquífero”. Foster e Hirata (1991), afirmam que a “vulnerabilidade do aquífero à contaminação representa sua sensibilidade a ser afetada negativamente por uma carga contaminante imposta”.

Vrba e Zaporozec (1994) e o Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos (NRC, 1993) propuseram definições de vulnerabilidade, no sentido prático da sua aplicabilidade, como, respectivamente, “uma propriedade intrínseca do sistema de águas subterrâneas que depende da sensibilidade do sistema frente aos impactos humanos e/ou naturais” e “a tendência ou probabilidade do contaminante ser encontrado em uma posição específica no sistema de água subterrânea após sua introdução em algum local acima do aquífero”.

Segundo Foster et al. (2013) o termo vulnerabilidade propõe representar a variação do nível de proteção natural do aquífero fornecido pela capacidade de atenuação da zona não saturada à contaminação procedente da superfície. Essa definição está relacionada às propriedades intrínsecas dos estratos de cobertura, determinados pela espessura, textura, estrutura, matéria orgânica, e pH, os quais resultam em processos físico químicos tais como filtração, biodegradação, hidrólises, adsorção, neutralização, volatilização e dispersão. A vulnerabilidade depende da acessibilidade da zona saturada do aquífero por poluentes, no que se traduz, em síntese, na permeabilidade do terreno e profundidade do lençol freático (FOSTER, 1987).

Associado ao conceito de vulnerabilidade, e frequentemente utilizado em sentido composto, o risco à poluição depende da vulnerabilidade e da existência de cargas poluentes ou atividades poluidoras na superfície do terreno. Um aquífero pode apresentar um alto índice de vulnerabilidade, mas não apresentar risco de poluição por não existirem atividades poluidoras, ou passíveis de contaminação na área em que o aquífero de interesse está localizado. Sendo assim, o risco de poluição é um fator que pode ser controlado (FOSTER, 1987; LOBO-FERREIRA, 1998).

3.2 Vulnerabilidade Intrínseca e Vulnerabilidade Específica

O sistema de águas subterrâneas pode comportar-se diferentemente frente aos diversos tipos de contaminantes, indicando que a vulnerabilidade depende do tipo de poluente específico (FOSTER, 1987). A fim de esclarecer e diferenciar os termos, Lobo-Ferreira (1991) e Auge (2004) classificam como Vulnerabilidade Intrínseca aquela que para ser determinada leva em consideração apenas as características hidrogeológicas do meio, independente da natureza do contaminante. Por outro lado, a Vulnerabilidade Específica determina a vulnerabilidade à contaminação levando em consideração as propriedades do contaminante e sua reação com os componentes da Vulnerabilidade Intrínseca.

3.3 Mapeamento da vulnerabilidade da água subterrânea

A aplicabilidade do conceito de vulnerabilidade expressa sua utilidade no mapeamento da fragilidade do meio, expressando-se em cartografias de vulnerabilidade. Tal ferramenta fornece informações espacializadas da variação das condições hidrogeológicas e indica os locais mais sensíveis à contaminação, onde medidas de proteção prioritárias e investigações mais detalhadas são necessárias. Essa estratégia favorece o controle de ocupação do solo, indicando o estabelecimento de atividades potencialmente mais poluentes em zonas mais “seguras”, de forma a prevenir a contaminação dos recursos hídricos subterrâneos.

O Conselho Nacional de Pesquisas Norte-Americano (WAEGENINGH e DUIJVENBOODEN, 1993) definiu três referências relativamente à vulnerabilidade que devem ser observadas, considerando o sentido de aplicabilidade do mapeamento da vulnerabilidade intrínseca: a) toda água subterrânea é vulnerável à contaminação, em maior ou menor grau; b) a incerteza é inerente a qualquer avaliação de vulnerabilidade à contaminação e c) os sistemas mais complexos de avaliação da vulnerabilidade apresentam o risco de obscurecer o óbvio e tornar indistintas as sutilezas.

Visto que as características intrínsecas da zona não saturada podem tanto atenuar cargas patogênicas, quanto, ao mesmo tempo, serem altamente vulneráveis a nitratos (LOBO- FERREIRA, 1998), alguns autores consideram que, o mapeamento específico para cada contaminante, ou para determinado grupo de poluentes, seria mais consistente (ANDERSEN e GOSK, 1987; FOSTER e HIRATA, 1991). Todavia, considerando os múltiplos fatores que controlam o transporte de poluentes, bem como a alta variabilidade das condições hidrogeológicas do meio, o mapeamento da vulnerabilidade intrínseca se torna muito simplificado em relação ao mapeamento da vulnerabilidade específica, frente à complexidade das condições hidrogeológicas comumente encontradas em distritos locais.

Apesar do mapeamento da vulnerabilidade específica ser considerado mais seguro, para sua aplicação seria necessária a formulação de um mapa para cada contaminante, para cada região. Tal perspectiva demandaria demasiados esforços e recursos na obtenção de informações e dados técnicos adequados, dados esses

que, na maior parte das vezes, estão indisponíveis. Por outro lado, um índice de vulnerabilidade intrínseca contribuiria de forma mais prática no planejamento do uso do solo e controle de emissão de poluentes, servindo como primeiro passo na proteção dos recursos hídricos subterrâneos, indicando especialmente regiões mais suscetíveis a terem a qualidade de suas águas degradadas e zonas que precisam ser priorizadas em termos de estudos.

3.4 Métodos de Avaliação da Vulnerabilidade

Os procedimentos tradicionais para avaliação da vulnerabilidade utilizam-se de ranqueamento, estabelecendo índices de vulnerabilidade que variam de forma quantitativa e/ou qualitativa, dependendo do método empregado. Cada método faz uso de diferentes parâmetros hidrogeológicos caracterizadores. Dentre os diversos métodos existentes, Vrba e Zaporozec (1994) identificam três categorias principais: a) Métodos de índices e de sobreposição; b) Métodos baseados em processos/transporte; e c) Métodos estatísticos.

Os métodos baseados em índices e sobreposições são geralmente executados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), baseados em sobreposições de mapas dos fatores associados ao processo de contaminação da água subterrânea. Como resultados da caracterização são estabelecidas as classes de vulnerabilidade.

Métodos baseados em processos/transporte são métodos que se referenciam em conceitos tridimensionais a partir de modelos matemáticos de transporte de massa. Por fim, métodos estatísticos utilizam-se de diferentes parâmetros e processos como relações funcionais, cluster, análises de componentes, regressões multivariadas e estatísticas paramétricas.

A avaliação da vulnerabilidade, na sua maioria das vezes, resulta em mapas de vulnerabilidade baseados em índices e sobreposições, especificamente os chamados "Rating Models". Sua grande utilização se deve à simplicidade de aplicação e por requisitar pequena quantidade de dados. Esses métodos usam sistemas subjetivos de classificação de parâmetros hidrogeológicos de acordo com o potencial de poluição do aquífero, considerando o procedimento Delphi, que é uma

técnica de estabelecimento de consenso entre peritos, transformando resultados qualitativos em resultados quantitativos (DALKEY, 1969). Dentre os tipos de “Rating Models” desenvolvidos pode-se citar GOD (FOSTER, 1987); DRASTIC (ALLER et al., 1987); SINTACS (CIVITA, 1990); AVI (STEMPVOORT et al., 1992).

A escolha do método para analisar a vulnerabilidade de uma região varia de acordo com alguns fatores. Regiões com poucas informações hidrogeológicas disponíveis, assim como análises urgentes e/ou preliminares necessitam de métodos mais genéricos, que demandam menor quantidade de dados. Alguns métodos requerem uma área de estudo mínima, outros máxima, ou são mais adequados para grandes ou pequenas escalas (AUGE, 2004; ALLER et al., 1987). Ademais, os tipos de dados devem ser compatíveis com a área de estudo, como por exemplo, em regiões com aquíferos cársticos, métodos específicos que considerem esses sistemas em sua fórmula devem ser utilizados.

O método DRASTIC é um dos mais utilizados mundialmente (SAMAKE et al., 2011; CARVALHO, 2013). Proposto por ALLER et al. (1985) e atualizado em 1987 para a EPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), o método DRASTIC é um modelo empírico, no qual sete parâmetros, acrônimos do nome, são caracterizadores do meio subterrâneo específico: **D** – Depth – Profundidade do Nível d’água, **R** – Recharge - Recarga, **A** – Aquifer Media – Tipo de Aquífero, **S** – Soil Media – Tipo de Solo, **T** – Topography - Topografia, **I** – Impact of vadose zone media -Impacto da Zona Vadosa e **C** – Hydraulic Conductivity – Condutividade Hidráulica. Alguns autores propõem ser este um método que retrata uma realidade menos subjetiva, devido à maior quantidade de parâmetros em sua fórmula, por outro lado Stempvoort et al.(1992), atenta para a redundância de parâmetros na avaliação.

Proposto por Foster (1987) para áreas com pouca disponibilidade de informações, o método GOD avalia a vulnerabilidade do aquífero de acordo com algumas características hidrogeológicas. Para formulação do índice são atribuídos pesos arbitrários a três fatores, que a partir das palavras em inglês compõem o acrônimo GOD: **G** - Grau de confinamento da água subterrânea. **O** - Ocorrência de estratos de cobertura; e **D** – Distância entre a superfície do terreno e a zona

saturada do aquífero. Para quantificação da vulnerabilidade, multiplicam-se os três parâmetros resultando assim, uma estimativa numérica da vulnerabilidade. Apesar da facilidade de aplicação, o método GOD pode generalizar avaliações da vulnerabilidade ou não estimar de forma adequada para áreas de estudos locais (VIEIRA et al., 2017; BARBOSA et al., 2011; MURART et al., 2004).

Stempvoort (1992) propôs em 1992 um novo método de avaliação da vulnerabilidade para o Canadá chamado *Aquifer Vulnerability Index* - AVI. Segundo o autor, até então nenhum dos métodos consideravam quantitativamente a espessura das camadas acima da zona saturada do aquífero de interesse, não eram voltados para aquíferos de menor expressão espacial – estudos locais, e só estimavam a vulnerabilidade qualitativa da água subterrânea. O método AVI, estima a *resistência hidráulica*, com base em dois parâmetros: C (Condutividade Hidráulica) e P (Profundidade do Nível d'Água).

O resultado da aplicação do método AVI, representa a vulnerabilidade como um “tempo de trânsito”, tempo que um contaminante solubilizado demoraria para atingir a zona saturada do aquífero. Por ser baseado em fatores físicos e não estimar a vulnerabilidade com base em pesos relativos é considerado um método não arbitrário. Ainda, segundo Stempvoort (1993) o parâmetro condutividade hidráulica é representativo tanto do tipo de aquífero, quanto a zona vadosa da região, excluindo a redundância de tais fatores presente no índice DRASTIC. Em comprovação, alguns estudos de comparação da avaliação da vulnerabilidade, ilustram a semelhança de resultados entre o método AVI e outros métodos que utilizam mais parâmetros (KAZAKIS e VOUDOURIS, 2001; GOGU e DASSARGUES, 2000; VIAS et al., 2005; FRAGA, 2013; JILALLI et al., 2013).

O método AVI é extremamente sensível às variações dos seus parâmetros: D - profundidade do nível d'água e K - Condutividade hidráulica (FRAGA, 2013; VIEIRA et al., 2017; BORJA e RODRIGUES, 2003; VIAS et al., 2005). Alguns autores, em estudos comparativos, indicaram que o método AVI representa melhor a vulnerabilidade, pois consegue evidenciar características específicas do meio como estruturas geológicas e regiões com fortes variações texturais (PUTANTRO et al.,

2018; FRAGA, 2013). Adicionalmente o método AVI consegue reduzir a influência dos valores arbitrados para os parâmetros, como aplicado em outros métodos, e é mais indicado para áreas em que a recarga tem pouca influência (RAJU et al. 2014;). É recomendado para estudos em escala regional e com informações disponíveis, ou para regiões de pequenas e médias escalas com informações pontuais e detalhadas da condutividade hidráulica do meio (VIAS et al. 2005; DRAOUI et al., 2007; FRAGA, 2013; VIEIRA et al. 2017).

Diversos estudos aplicaram o método AVI na avaliação da vulnerabilidade. No Canadá identifica-se os estudos de Golder e Monahan (2005) sobre plano de gestão dos recursos hídricos. No México, Borja e Castilho (2005) utilizaram o método AVI na avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas na cidade de Salamanca, de extrema importância econômica, cultural, e ligadas diretamente com a saúde da população. O método AVI também foi utilizado para estimativa da vulnerabilidade de aquíferos em zona urbana de Semarang, na Índia (PUTANTRO et al., 2018). Segundo Arruda (2017), o método AVI mostrou resultados mais detalhados de vulnerabilidade, visto que existiam informações pontuais de condutividade hidráulica, quando comparado com o método GOD em um estudo no Aquífero Barreiras, maior manancial subterrâneo da costa oriental do estado do Rio Grande do Norte.

Em outro contexto, Queluz e Sturaro (2001), avaliaram a vulnerabilidade do Aquífero Guarani no município de Ribeirão Bonito- SP pelo método AVI. O método AVI também foi aplicado na bacia do rio Varuna na Índia fornecendo base para a rápida urbanização da região (RAJU et al. 2014). Santos e Pereira (2011) utilizaram o método AVI na estimativa da vulnerabilidade na região de Campos dos Goytacazes/RJ, pela facilidade de aplicação e pela quantidade de dados disponíveis (profundidade de nível d'água e condutividade hidráulica).

A escolha de um método adequado de avaliação é de extrema importância, pois os resultados poderão ser utilizados como subsídios técnico-científicos no zoneamento de uso do solo. Além disso, indicarão em termos de políticas públicas, locais prioritários para se concentrar esforços de proteção.

Dentre os diversos métodos disponíveis, a escolha de um sistema eficiente de avaliação deve ser simples, de fácil operação, utilizar informações disponíveis, ser

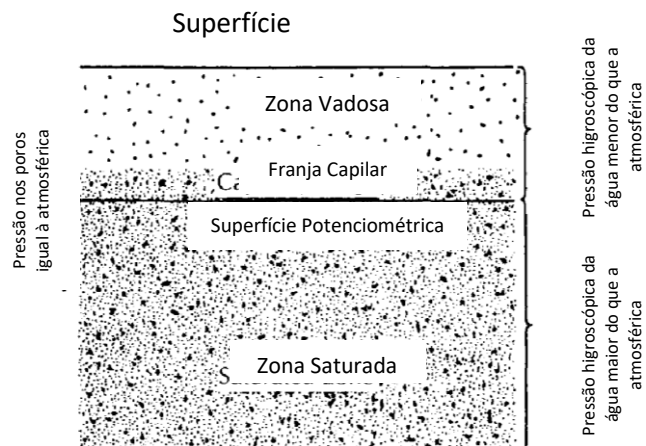
passível de leitura por diversos profissionais, sintetizar e associar os diversos parâmetros do meio físico e ilustrar os caminhos preferências dos contaminantes. Independentemente do método a ser escolhido é necessária a análise preliminar da vulnerabilidade, e a definição de um escopo de projeto para análises específicas serem realizadas (ALLER, 1987; AUGÉ, 2004).

3.5 Zona não saturada e Zona Saturada

Segundo TODD (2005), zona não saturada compreende a porção do solo em que os poros, espaços entre as partículas dos solos, estão parcialmente preenchidos por ar e parcialmente com água (Figura 1). Também chamada de zona de aeração ou vadosa, nesta região ocorrem fenômenos de transpiração de raízes, filtração e autodepuração. A água, depois da infiltração no solo, percola verticalmente até a zona saturada.

A zona saturada, por sua vez, compreende a faixa subjacente à porção não saturada, caracterizada pelo total preenchimento dos poros ou das fraturas das rochas por água. Nesta porção a água está em constante circulação e flui, de modo geral, com velocidades muito baixas, da ordem de centímetros por dia.

Figura 1- Representação esquemática da distribuição vertical da água no solo mostrando as zonas de umidade.

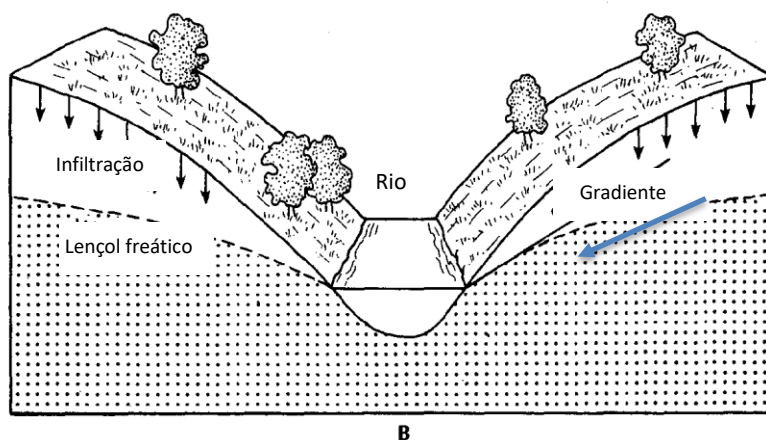


Fonte: Adaptado de FETTER (2001)

3.6 Superfície Potenciométrica

O limite entre a zona não saturada e a zona saturada, que está submetida à pressão atmosférica é denominada de superfície potenciométrica (Figura 1) ou lençol freático em um aquífero livre. Sua variação dá-se em função da topografia (Figura 2).

Figura 2 - Variação da Superfície Potenciométrica



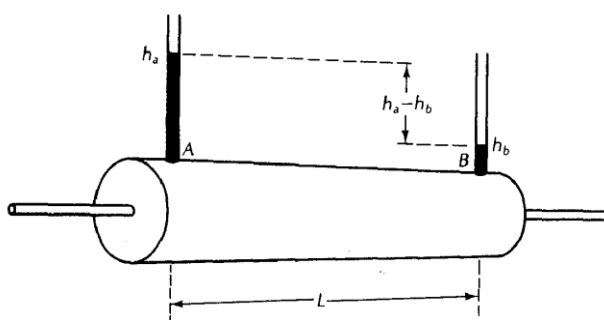
Fonte: Adaptado de TODD E MAYS (2005)

3.7 Condutividade Hidráulica

A condutividade hidráulica representa a facilidade de um fluido se deslocar no meio, em função das características do meio poroso e da viscosidade do fluido. É considerada uma das propriedades mais importantes na determinação do movimento da água no solo. O coeficiente de permeabilidade consiste em uma propriedade do meio que permite, com maior ou menor facilidade, transmitir água através dos seus poros. Está, também, intimamente relacionada à porosidade, principalmente no que se refere à conexão dos poros.

Os primeiros estudos do movimento da água no solo ocorreram no século XVIII. O engenheiro Francês Henry Darcy, em 1856, estabeleceu experimentalmente que a vazão de água (Q), através de um material poroso, é proporcional à diferença de potencial hidráulico entre dois pontos ($h_a - h_b$) e inversamente proporcional a distância que o fluxo percorre (L). Além desta relação, a vazão de água é proporcional a um coeficiente (K), denominado condutividade hidráulica, o qual depende da viscosidade do fluido e da porosidade do material (Figura 3)

Figura 3 - Esquema ilustrativo do experimento utilizado por Darcy.



Fonte: TODD e MAYS (2005)

Os estudos de Darcy resultaram na Lei de Darcy (Equação 1) e Velocidade de Darcy (Equação 2), os quais representam respectivamente o fluxo e a velocidade da água que atravessa uma seção transversal ortogonal ao fluxo.

$$Q = -KA\left(\frac{h_a - h_b}{L}\right) \quad (1)$$

$$q = -K \frac{dH}{dL} \quad (2)$$

Onde: “Q” é a vazão, (m³/dia)

“K” é a condutividade hidráulica (m/dia),

“A” é a área da seção transversal ao fluxo (m²),

“ h_a ” e “ h_b ” potencial hidráulico (m),

“L” a distância entre dois pontos potenciométricos (m), e

q é a densidade (velocidade) de fluxo (m²/dia).

A determinação da condutividade hidráulica em campo, a fim de cobrir toda a área de uma bacia, é de alto custo, demorada e complexa, visto a alta variabilidade espacial associada a este parâmetro (MOUSTAFA, 2000; FALLICO et al., 2005; DE MONTENEGRO, 2006). A natureza das formações geológicas, assim como processos modificadores e intemperismo, os quais ocorrem em longos ou curtos períodos de tempo, e/ou em escala local ou regional, implica em uma grande heterogeneidade das propriedades do solo (BURROUGH, 1993). Visto isto, a condutividade hidráulica varia de solo para solo e apresenta grandes variações, mesmo localmente (SCHERPINSKI et al., 2010).

A condutividade é um dos mais importantes parâmetros hidráulicos do meio, pois controla o fluxo de água subterrâneo, logo o transporte de solutos e contaminantes (ALVARENGA et al., 2011). Sua quantificação deve ser a mais precisa possível e alternativas para sua estimativa e extrapolação, dado sua alta variabilidade espacial, vem sendo empregadas. Neste contexto, a geoestatística aplica-se como uma técnica por excelência para sua estimativa, associada a erros mínimos de interpolação de parâmetros (STURARO et al., 2000).

3.8 Geoestatística

A partir dos anos setentas, os conceitos clássicos da hidrogeologia quantitativa adquiriram novas abordagens, introduzindo-se a geoestatística. Majoritariamente, as estimativas das propriedades do meio hidrogeológico baseavam-se na estatística clássica e em modelos matemáticos de funções contínuas, representando a variação espacial dos parâmetros de forma uniforme e suavizada. Todavia, os parâmetros hidráulicos do meio poroso apresentam alta variabilidade espacial, portanto dificilmente preditos por modelos determinísticos (LANDIM, 2003).

A geoestatística refere-se ao estudo estatístico, no tópico da estatística aplicada, de um fenômeno natural caracterizado por variáveis regionalizadas. Neste contexto, a estimativa de atributos espaciais para pontos não amostrados considera a dependência espacial e a localização geográfica a partir um número de dados discretos georreferenciados (JOURNEL e HUIJBREGTS, 1978; OLEA, 2003). Diferentemente da metodologia da estatística clássica, que trata as amostras como casuais, independentes e normalmente distribuídas, a geoestatística é baseada em modelos probabilísticos das variáveis no espaço. Tais modelos fazem uso de funções aleatórias as quais expressam ambos os aspectos, aleatórios e estruturados, das variáveis regionalizadas (JOURNEL e HUIJBREGTS, 1978).

Aplicada em diversos estudos de estimativa de variáveis hidrogeológicas, a krigagem é um modelo inferencial, baseado nas variáveis regionalizadas e interpretações probabilísticas. No início da década de 1950, Daniel G. Krige concluiu que para a estimativa adequada de conteúdo de ouro em blocos mineralizados, deve-se considerar a localização e o volume das amostras (KRIGE, 1951). A partir das avaliações de Krige, George, na década de 60, desenvolveu a Teoria das Variáveis Regionalizadas, que é o princípio da Geoestatística (YAMAMOTO e LANDIM, 2013), a qual trata os problemas de estimativa de acordo com a representação das propriedades estruturais das variáveis regionalizadas (MATHERON, 1978).

Uma variável regionalizada é uma função numérica com uma distribuição

espacial, todavia não representada por uma função determinística. Em regra, expressa-se pela soma de uma componente estrutural associada a uma tendência constante e um valor médio, uma componente aleatória espacialmente correlacionada e um erro residual (MATHERON, 1963; BURROUGH, 1987). A aplicação da teoria das variáveis regionalizadas é mais conhecida como geoestatística, que compreende estudo capaz de reconhecer características qualitativas das variáveis regionalizadas, para as quais os modelos estatísticos convencionais não conseguem.

Tal qual à krigagem, a estimativa é feita por uma matriz de covariância espacial (medida da continuidade espacial de uma propriedade) que determina pesos atribuídos às diferentes amostras. O processo assemelha-se ao da média ponderada, todavia baseia-se em um semivariograma experimental, em que os pesos são fundamentados em uma análise espacial. Ademais, trata a redundância de dados, considera a vizinhança nos processos inferencial e o erro associado ao valor estimado. Inicialmente era utilizada na solução de problemas geológicos e seu uso foi ampliado para mapeamentos de solos, hidrológicos, atmosféricos e estudos correlatos. (BURGESS e WEBSTER, 1980; KITANIS e VOMVORIS, 1983; LAUJAINE, 1984).

Diversos autores já trataram da geoestatística aplicada às ciências ambientais tais como Journel e Huijbregts (1978), Isaaks E Srivastava (1989), Olea (2003), Soares (2006). No Brasil Camargo (1998); Leite (2005); Yamamoto e Landim (2013); e Sturaro (2015). Especificamente na área da hidrogeologia a krigagem foi usada na estimativa da condutividade hidráulica por autores como Hughson et al. (1996). Ademais, a krigagem ordinária é utilizada por ser um “bom interpolador”, e oferecer resultados de análise mais faces e com erros pequenos. Como exemplo de autores que fazem uso desta ferramenta: Gallichand et al. (1991); Scherpinski et al. (2010); Alvarenga et al. (2011); Moradi et al. (1967); Jeannes et al. (2013); Guimarães (2013); Rogiers et al. (2014); Sá (2016), Fonseca et al. (2017).

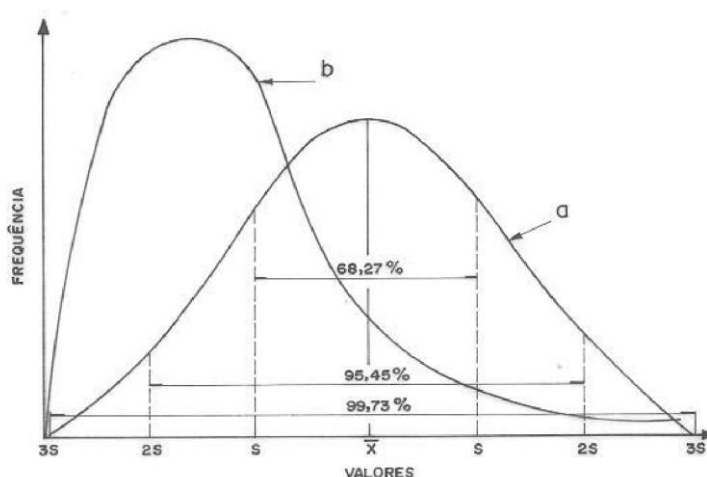
3.9 Análise Exploratória

A compreensão preliminar do conjunto de variáveis pela análise exploratória é o primeiro passo da análise geoestatística. Essa etapa de caracterização inicial da

população faz uso de ferramentas da estatística descritiva a fim de um tratamento preliminar dos dados. Nesse contexto, são utilizados histogramas ou curvas cumulativas, teste de normalidade para estudo da distribuição, cálculo de valores de tendência central, zoneamentos e identificação de valores anômalos (STURARO, 2015).

Os dois modelos de distribuição de probabilidade (Figura 4) mais comuns são a distribuição gaussiana ou normal e a distribuição Lognormal. Distribuições de frequências com acentuada assimetria, constantemente encontradas em estudos geológicos e hidrogeológicos, no qual o logaritmo das variáveis resultam em uma distribuição normal, são consideradas distribuição lognormal (STURARO, 2015).

Figura 4 - Curva de distribuição normal e áreas sob a curva (a) e curva de distribuição log normal (b)



Fonte: STURARO (2015)

3.10 Variograma e Semivariograma

O variograma é uma representação gráfica das semivariâncias das diferenças dos valores experimentais situados a intervalos regulares em situações de estacionaridade. Com o uso do variograma é possível descrever quantitativamente a variação de um fenômeno regionalizado em uma direção pré-definida, além de representar uma medida do grau de dependência espacial entre as amostras. Assume-se para estimativa da função do variograma uma hipótese intrínseca a qual afirma que os primeiros dois momentos das diferenças das variáveis $z(x)$ e $z(x+h)$

são independentes da localização, sendo função somente do vetor h , que representa a distância entre as amostras (YAMAMOTO e LANDIM, 2013). Essa função é definida pela esperança matemática do quadrado da diferença entre os valores da variável no espaço, separados por distância h :

$$2\gamma(h) = E\{[Z(x+h) - Z(x)]^2\} \quad (3)$$

Ou em termos de variância $C(0)$, ou seja, covariância para distância de separação nula e covariância $C(h)$, o variograma se constitui na variância das diferenças:

$$\gamma(h) = C(0) - C(h) \quad (4)$$

A função semivariograma é metade do variograma:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n [Z(x+h) - Z(x)]^2 \quad (5)$$

Onde,

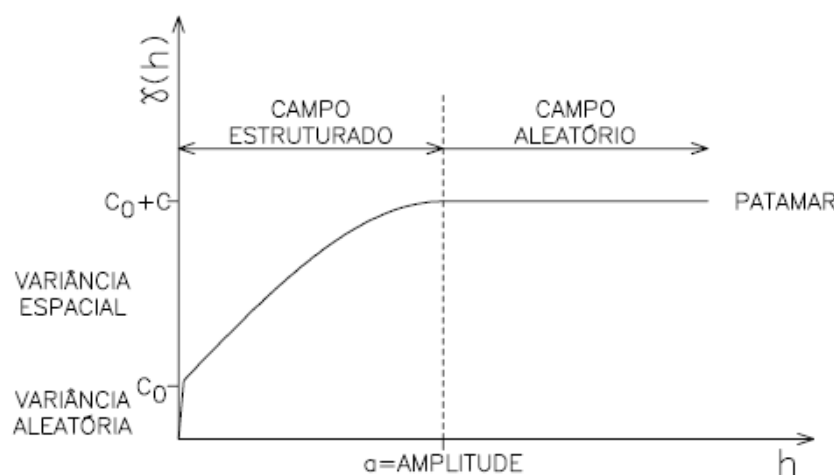
$\gamma(h)$ - é o variograma estimado (função semivariograma);

n - é o número de pares de valores medidos,

$z(x)$ e $z(x+h)$, - são valores da i -ésima observação da variável regionalizada, coletados nos pontos x_i e x_i+h ($i = 1, \dots, n$), separados pelo vetor h .

O semivariograma é interpolado em uma única direção pré-definida, construída a partir da malha, regular ou irregular, dos valores dispostos no espaço. Visando conhecer-se o fenômeno, faz-se o semivariograma em várias direções. Em geral, quanto mais afastadas forem as amostras, mais seus valores em média serão diferentes, caracterizando a função de incremento de h e refletindo a zona de influência de uma amostra (MORADI, 1963). As principais propriedades do semivariograma (Figura 5) descrevem o comportamento espacial das variáveis regionalizadas.

Figura 5 - Variograma típico e suas propriedades

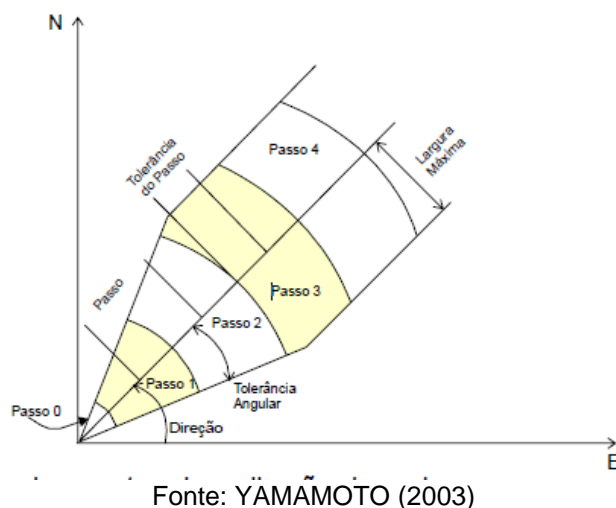


Fonte: YAMAMOTO (2003)

A amplitude refere-se à distância em que as amostras passam a ser independentes e reflete o grau de homogeneização. Segundo Matheron (1971), a amplitude é a distância que separa o campo estruturado (amostras correlacionadas) do campo aleatório (amostras independentes). Quanto ao Patamar também chamado de soleira ou sill, é o valor de variância em que o variograma se estabiliza, ou chega ao campo aleatório, deste ponto em diante não há dependência espacial. O Efeito Pepita C_0 é uma descontinuidade na origem atribuído à erros de amostragem (YAMAMOTO, 2003).

No caso de variogramas calculados a partir de amostras irregularmente espaçadas, faz-se necessário introduzir limites de tolerância para direção e distância, diferente de amostras regularmente espaçadas em que o cálculo é direto. A direção do variograma está relacionada à direção em que serão selecionados os pontos para cálculo (Figura 6). O tamanho do passo é a distância entre os pontos para definição de pares a serem utilizados no cálculo do variograma. A largura da banda e a tolerância angular limitam o número de pontos a serem pareados (YAMAMOTO e LANDIM, 2013).

Figura 6 - Parâmetros para variograma direcional



3.11 Modelos Variográficos

O ajuste de uma função matemática ao variograma experimental é chamado de modelagem de variograma. Esta função será primordial para a organização do sistema de equações de krigagem, visto que o variograma experimental neste caso é limitado (YAMAMOTO e LANDIM, 2013).

A modelagem do semivariograma é formulada de maneira iterativa em que o intérprete faz um ajuste e verifica a adequação do modelo teórico. Apesar da existência de diversos modelos, alguns específicos satisfazem a maioria das aplicações e são os mais comuns na natureza. Estes são classificados em dois tipos, modelos com patamar e sem patamar (YAMAMOTO e LANDIM, 2013; STURARO, 2015).

Também referenciados como modelos transitivos, em modelos com patamar, o semivariograma atinge um patamar (sill) e estabiliza. O patamar em geral é igual à variância, e a distância “a” - amplitude (Figura 05), quando o patamar se estabiliza, é também denominado range, a qual indica o raio de influência da variável. Os modelos mais comuns são o Exponencial, Gaussiano e Esférico (Figura 7), representados pelas equações a seguir:

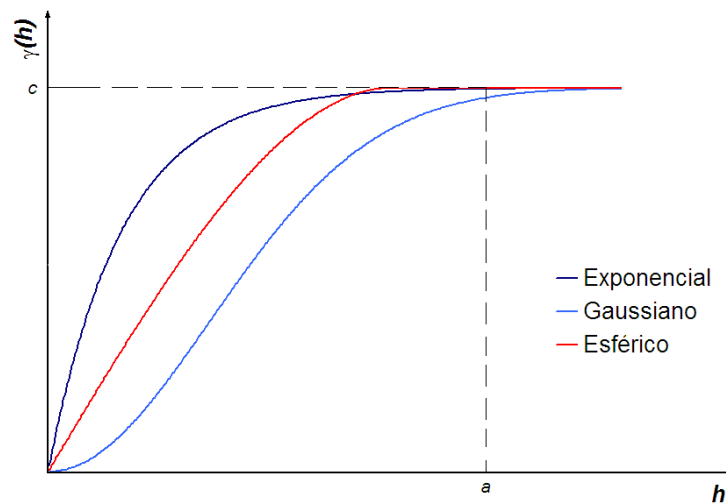
$$\text{Exponencial } \gamma(h) = C_0 + C \left[1 - \exp\left(-\frac{h}{a}\right) \right] \quad (6)$$

$$\text{Gaussiano } \gamma(h) = C_0 + C \left[1 - \exp\left(-\left(\frac{h}{a}\right)^2\right) \right] \quad (7)$$

$$\text{Esférico } \gamma(h) = C_0 + C \left[\frac{3}{2}\left(\frac{h}{a}\right) - \left(\frac{h}{a}\right)^3 \right] \quad (8)$$

:

Figura 7 - Modelos de variograma com patamar



Fonte: CAMARGO(1998)

Quanto a modelos sem patamar (Figura 8), os variogramas crescem infinitamente sem atingir um patamar. Os modelos mais comuns são os modelos linear generalizado e logarítmico, representados pelas equações a seguir:

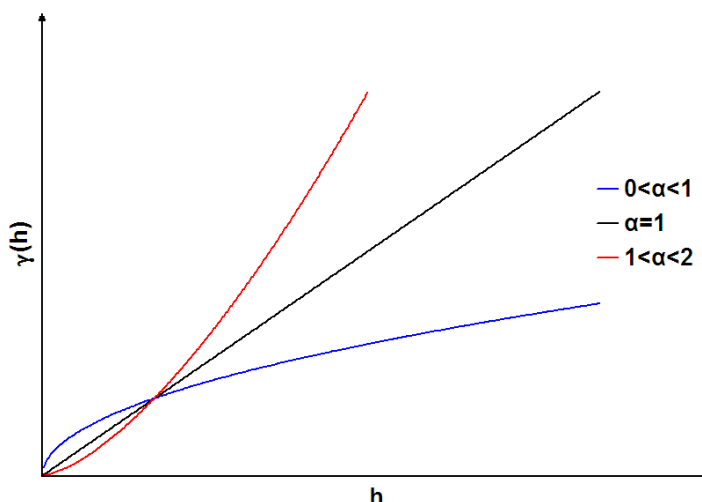
$$\text{Linear generalizado } \gamma(h) = \propto h^\theta \quad (9)$$

onde: θ varia de 0 a 2 e \propto é a inclinação na origem

$$\text{Logarítmico } \gamma(h) = 3 \propto \log_e(h) \quad (10)$$

Onde:

Figura 8 - Modelos de variograma sem patamar



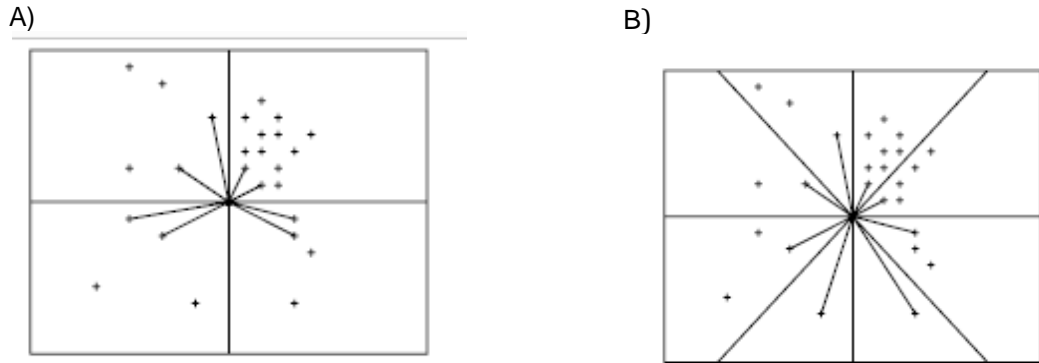
Fonte: CAMARGO (1998).

3.12 Krigagem

O procedimento metodológico de Krigagem estima, a partir de valores adjacentes interdependente do variograma, valores das variáveis disponíveis no espaço. A estimativa é linear e local, dentro das vizinhanças estacionárias, procurando minimizar o erro de estimação. A principal diferença quanto a outros métodos está associada aos pesos atribuídos a diferentes amostras. O procedimento de interpolação de pesos a partir da análise do variograma fornece estimativas não tendenciosas e com variância mínima (CAMARGO, 1998).

Para a estimativa faz-se necessário definir o subconjunto de amostras a serem utilizados na estimativa, a fim de evitar tanto agrupamentos de pontos como garantir uma boa amostragem espacial. Esta etapa, chamada de definição da vizinhança local, define o raio de procura, ou a distância máxima do ponto a ser estimado, o número de pontos considerados e o número de setores angulares a serem usados, quadrantes e octantes (FIGURA 9), a fim de obter-se uma distribuição uniforme.

Figura 9 - A: Seleção de duas amostras por quadrante; B) Seleção de uma amostra por octante



Fonte: CAMARGO (1998)

Deve-se observar também o limite da distância máxima da vizinhança à máxima distância do modelo variográfico e selecionar um setor angular para dados irregularmente distribuídos. Testar diferentes pontos e confirmar quando a variância de krigagem se estabilizar.

A estimativa pela Krigagem ordinária é realizada a partir de uma combinação linear dos dados disponíveis. O valor desconhecido $Z^*(X_0)$ é estimado a partir de um conjunto n de dados $\{Z(x_i), i=1,n\}$. Em notação matricial, a função do semivariograma, é expressa por (ISAACS e SRIVASTAVA, 1989):

$$\begin{bmatrix} y(x_1 - x_1) & y(x_1 - x_2) & \cdots & y(x_1 - x_n) & 1 \\ y(x_2 - x_1) & y(x_2 - x_2) & \cdots & y(x_2 - x_n) & 1 \\ \vdots & \vdots & \cdots & \vdots & \vdots \\ y(x_n - x_1) & y(x_n - x_2) & \cdots & y(x_n - x_n) & 1 \\ 1 & 1 & \cdots & 1 & 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \vdots \\ \lambda_n \\ -\mu \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} y(x_0 - x_1) \\ y(x_0 - x_2) \\ \vdots \\ y(x_0 - x_n) \\ 1 \end{bmatrix} \quad (11)$$

onde $(\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n)$ é o lagrangiano e μ o multiplicador de Lagrange.

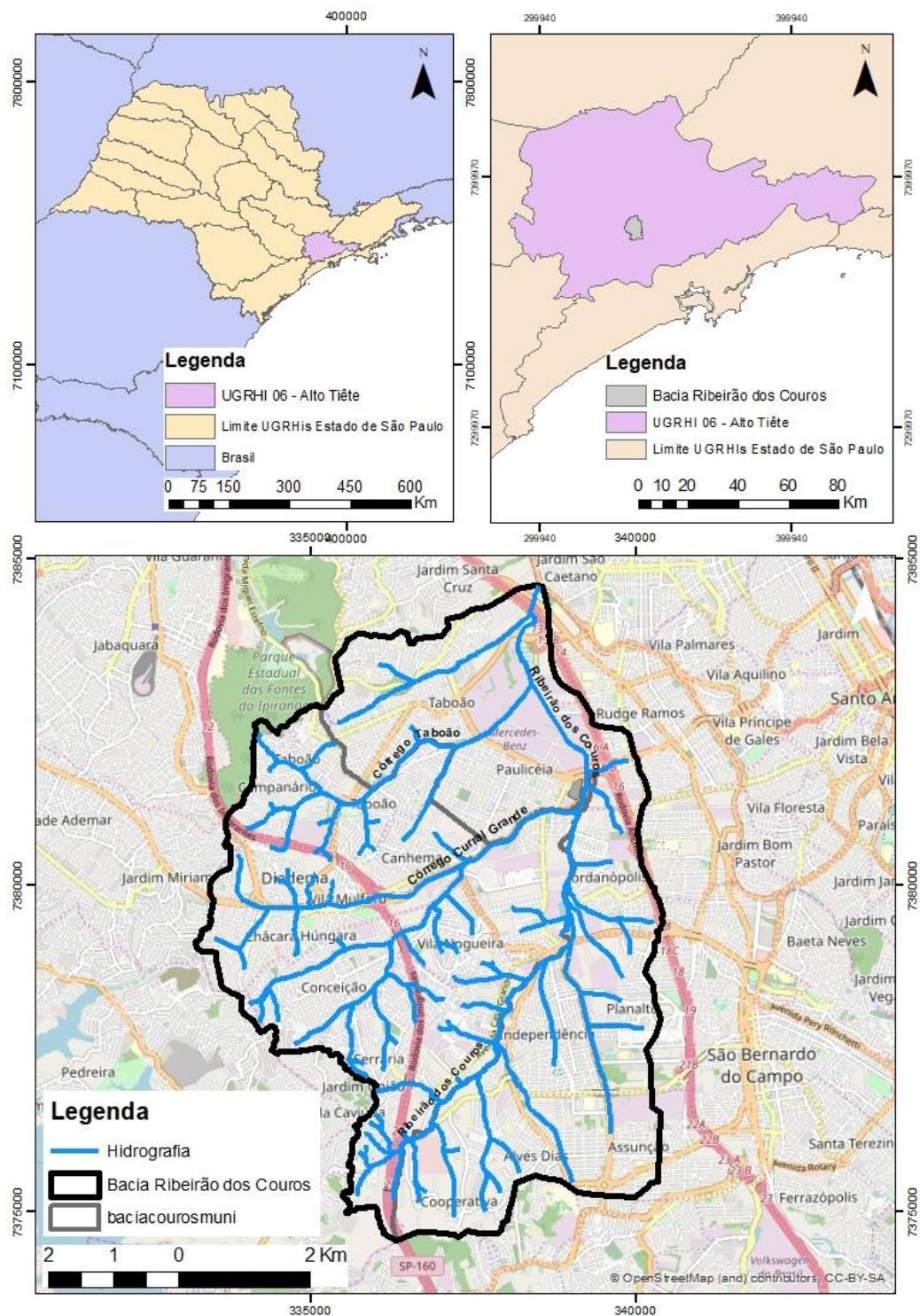
4. ÁREA DE ESTUDO

O Ribeirão dos Couros é um afluente da margem esquerda do Ribeirão dos Meninos. Nasce no município de Diadema, na região da Represa Billings, atravessando São Bernardo do Campo e desaguando no Ribeirão dos Meninos, município de São Caetano do Sul. A área de abrangência do projeto é a Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros, com área de drenagem de 49,7 km², sendo aproximadamente 50% no município de Diadema e 50% no município de São Bernardo (Figura 10). Está inserida na área da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 06 (UGRHI 06), ou Bacia do Alto Tietê e pertence à sub-bacia Billings-Tamanduateí.

A UGRHI 06 corresponde à área de 5.985 km² drenada pelo alto rio Tietê. É caracterizada pela sua extensa área urbanizada, a qual proporciona regimes hidrológicos complexos. Dentre todas as Bacias do país é considerada como a de maior escassez hídrica, correspondendo à menor disponibilidade de água por habitante. A oferta de apenas 160,68 m³/ano de água por habitante, devido à alta densidade populacional da região, tende à redução devido ao crescimento da população. Portanto, cabe aos municípios se atentar às boas práticas do uso dos recursos hídricos e no zoneamento da ocupação do solo, visando a proteção e a qualidade das águas subterrâneas e mananciais (FABHAT, 2016).

Atualmente, a UGRHI 06 é majoritariamente abastecida pelos Sistemas Cantareira e Alto Tietê. Ambos são altamente impactados e insuficientes para a demanda atual, tal como ocorreu na crise hídrica dos anos de 2014 e 2015. Contudo cerca de 50% do potencial de águas subterrâneas são utilizados para abastecimento industrial e público, refletindo em situações críticas das reservas exploráveis, índice que tende a crescer considerando a capacidade de exploração dos mananciais, criticidade em relação às áreas contaminadas e o aumento de aproximadamente 200 poços perfurados por ano (FABHAT, 2016).

Figura 10 - Localização da área de estudo



Fonte: O autor com base em OpenStreetMap e IBGE (2018)

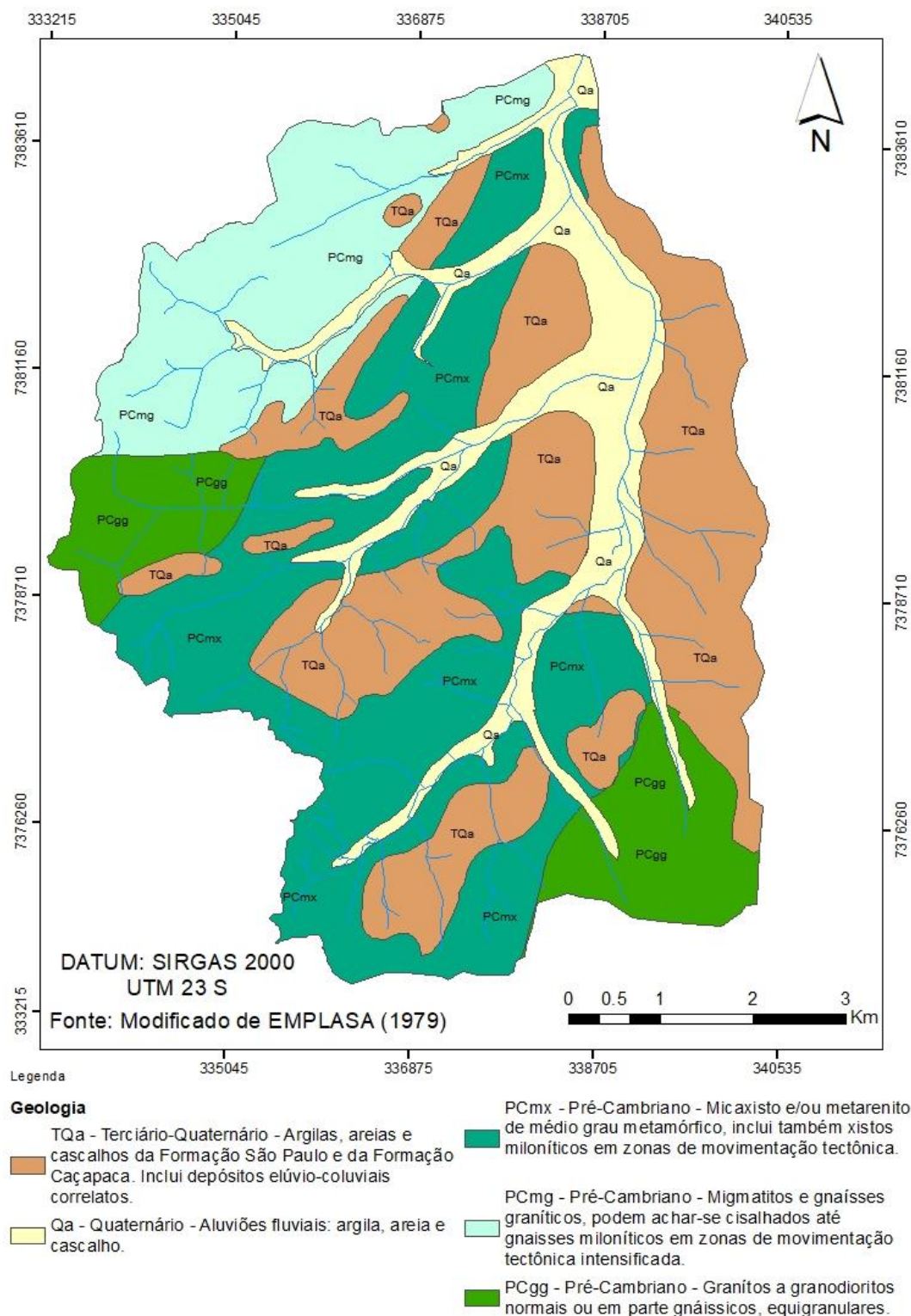
São Bernardo do Campo é um município situado na região Metropolitana de São Paulo. Possui área total de 408,45 km² e uma população de cerca de 779.459 habitantes, com taxa de crescimento de 0,75% ao ano. Faz divisa com os municípios de Diadema, São Paulo, São Caetano do Sul, Santo André, Cubatão e São Vicente. A altitude média é de 732 m acima do nível do mar e uma temperatura média anual de 20°C, caracterizados pelo seu clima subtropical. O PIB per capita da cidade é de 52.324,92 reais (IBGE, 2018b).

Fazendo divisa com o município de São Bernardo do Campo, Diadema também está situada na Região Metropolitana de São Paulo, a população estimada é 420.093 habitantes e está entre as cidades de maior densidade populacional do País. O clima é classificado como Cfb segundo a Köppen e Geiger, com temperatura média é 17.8 °C e 1496 mm é a pluviosidade média anual. O PIB per capita é de 33.598,70 reais com base no censo de 2010 (IBGE, 2018c).

A Bacia do Ribeirão dos Couros contempla unidades geológicas do Grupo Embu, Taubaté e Depósitos Aluviais do Quaternário (Figura 11). O grupo Embu, do Pré-Cambriano, é dividido em três litotipos: Micaxisto de médio grau metamórfico que inclui xistos miloníticos em zonas de movimentação tectônica (PCmx); Migmatitos e gnaisses graníticos que podem se apresentar cisalhados, e gnaisses miloníticos em zonas de movimentação tectônica intensificada (PCmg); Granitos e granodioritos normais ou em parte gnáissicos, equigranulares ou porfiróides (PCgg) (EMPLASA, 1979).

O Grupo Taubaté do Paleógeno, correspondente ao Terciário/Quaternário, é dividido nas formações Resende, Tremembé e São Paulo. Todavia só a parte da Formação Resende (TQa) de leques aluviais em posição distal, associados a rios entrelaçados, está presente na região da área de estudo (RICCOMINI et al. 2004). Tipicamente essa formação, possui espessura de 256 m e compreende arenitos intercalados com lamitos, com ocorrência de esmectitas detríticas. Segundo a EMPLASA (1979) o grupo Taubaté é formado por argilas, areias e cascalhos da Formação São Paulo e da Formação Caçapava (grupo Taubaté). Inclui depósitos elúvio coluviais.

Figura 11 - Mapa Geológico da Bacia do Ribeirão dos Couros



Fonte: O autor com base em EMPLASA (1979).

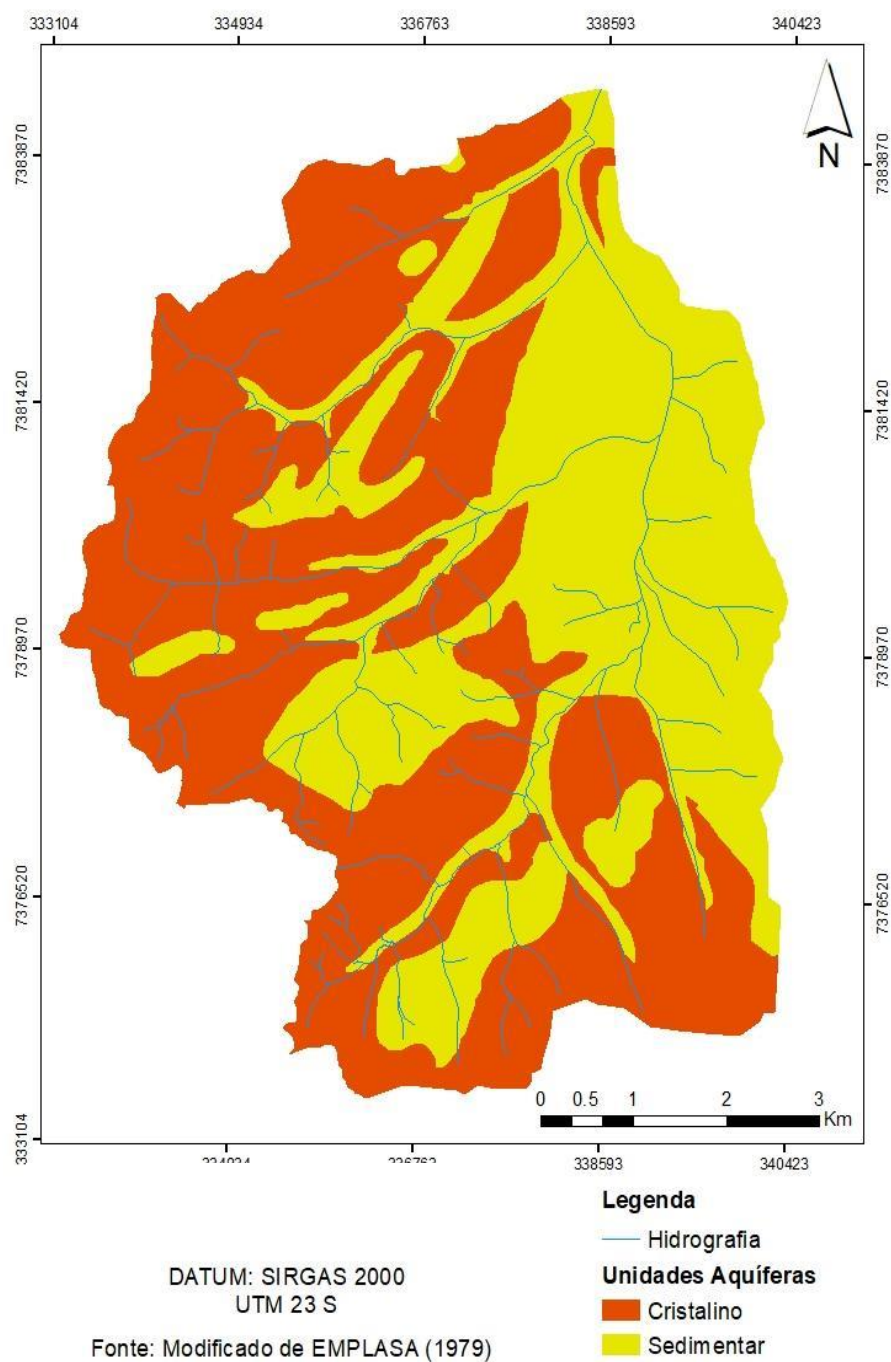
Os depósitos aluviais do Quaternário (Qa), predominantemente ocorrendo próximos às drenagens principais, são considerados depósitos colúvio-aluvionares. Podem conter depósitos holocênicos ou depósitos pleistocênicos. Depósitos do Holoceno compreendem coluviões descontínuos, podendo conter cascalheiras e aluviões, camadas arenosas e argilosas ricas em matéria orgânica. Os depósitos pleistocênicos compreendem coluviões argiloarenosos, com lentes conglomeráticas e aluviões subordinados constituído por conglomerados basais sobrepostos por areia grossas com estratificação cruzada, com porções argilosas (GURGUEIRA, 2013).

Segundo o Mapa de Geodiversidade de São Paulo (CPRM, 2009), predominam, na região, sedimentos arenosos, pouco consistentes e de baixa resistência, associados à bacia continental do tipo “Rift”. O relevo compreende Tabuleiros dissecados em Colinas Amplas e suaves. Possui alta incidência de camadas de sedimentos à base de argilominerais expansivos. O sistema de drenagem principal possui amplas planícies aluviais sujeitas a inundações e enchentes.

No domínio de Gnaisses, o relevo compreende colinas dissecadas e morros baixos, como morros e serra baixa. Algumas dessas rochas estão bastante tectonizadas, tanto dúctil quanto rúptil, portadoras de muitas discontinuidades estruturais em várias direções e ângulos de mergulhos. Quanto aos relevos predominantes nos xistos, compreendem-se colinas dissecadas e morros baixos, como morros e serras baixas; os aquíferos são fissurais com potencial irregular; quanto aos sedimentos predominam solos argilosos (CPRM, 2009)

Os dois domínios hidrogeológicos principais na bacia do Ribeirão dos Couros são o Sistema Aquífero Cristalino e o Sistema Aquífero Sedimentar (Figura 12). O domínio cristalino é constituído por rochas pré-cambrianas magmáticas e metamórficas, no qual o armazenamento e circulação da água ocorre nas fraturas. Estudos realizados na área indicam vazão média de 11,7 m³/h e especificamente para as rochas granitóides e metassedimentares, a capacidade específica é de até 0,5 m³/h/m (FABHAT, 2016).

Figura 12 - Unidades Aquíferas da Bacia Ribeirão dos Couros



Segundo Hirata e Ferreira (2001) a condutividade hidráulica varia em relação ao perfil de alteração da rocha. Essa variação dá-se entre 1×10^{-6} a 1×10^{-7} m/s no terço superior de alteração, a 1×10^{-3} a 1×10^{-4} m/s, na zona de transição entre a rocha alterada e rocha sã. É considerado de caráter livre, por vezes semi-livre, confinado pelo aquífero sedimentar.

O domínio sedimentar, no qual o armazenamento da água ocorre entre os poros granulares, é constituído pelas rochas intemperizadas da Formação Resende e depósitos do quaternário. Possui porosidade granular heterogênea, é de natureza livre e com espessuras médias de 50m. A capacidade específica média é de 0,9 m³/h/m (FABHAT, 2016).

Quanto ao uso e cobertura do solo (Figura 13), a Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros compreende 80% da sua área de zonas urbanas e industriais e apenas 20% por áreas com cobertura vegetal ou solo exposto, indicando possíveis zonas de recarga dos aquíferos nesta região.

A região da Bacia do Ribeirão dos Couros possui 1030 empreendimentos dentre indústrias diversas (Anexo 2) e postos de combustíveis. O registro de áreas contaminadas da CETESB conta, até 2017 (CETESB, 2018), com mais de 80 pontos com áreas contaminadas e 238 poços registrados no DAEE para captação de água subterrânea (FIGURA 14). Vale ressaltar que a coleta de esgoto para essas duas cidades até 2016 era de apenas 70% do volume total gerado.

A densidade de poços de captação de água subterrânea nas cidades de São Bernardo do Campo e Diadema é superior a 1 poço/km², chegando a 5 poços/km em Diadema (Figura 15). O aumento do número de poços entre 2000 e 2010 foi de 67% (CBHAT, 2010). Dentre os usos destacam-se abastecimento industrial, público e doméstico.

Figura 13 - Cobertura do solo da bacia Ribeirão dos Couros

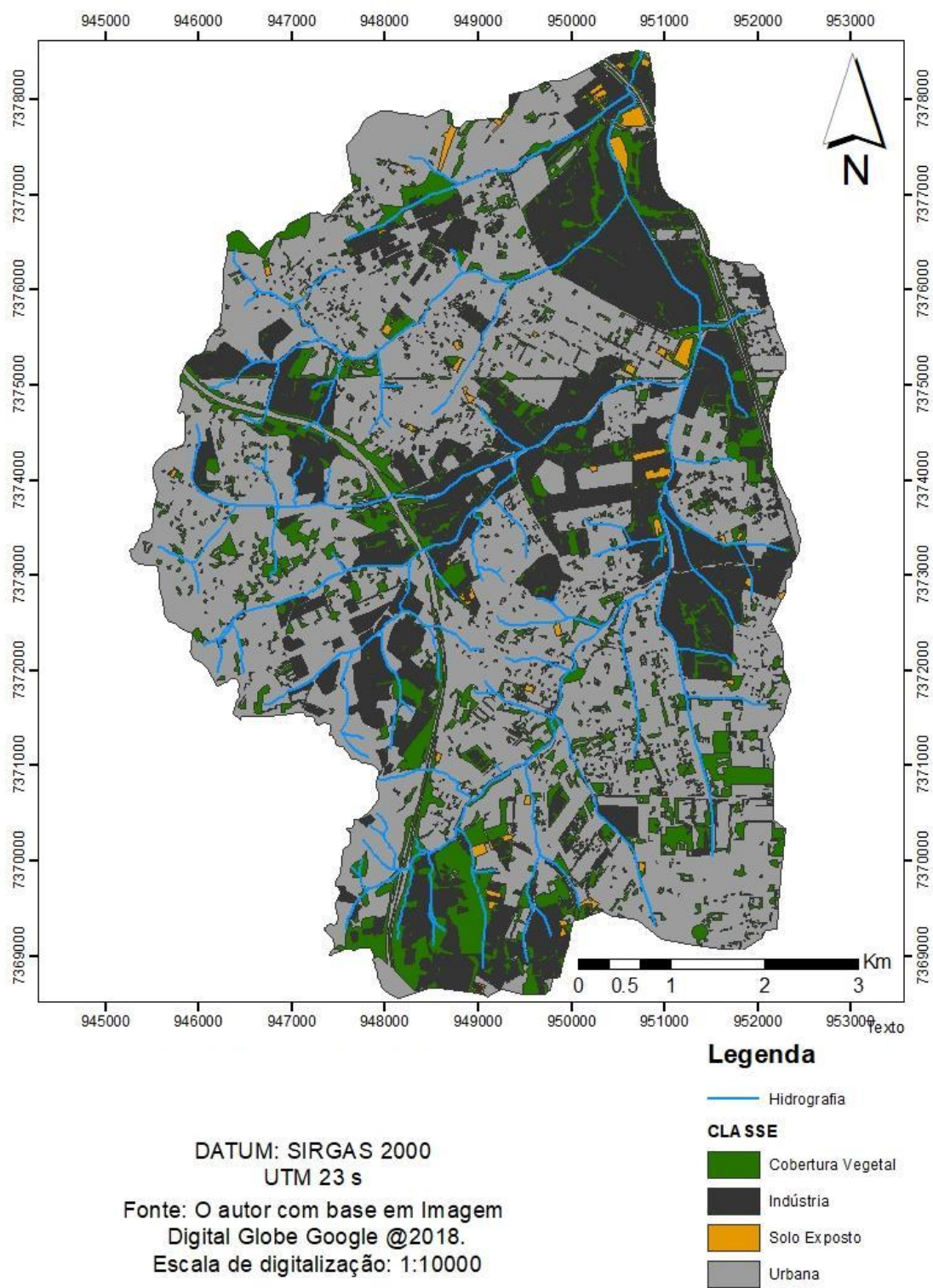
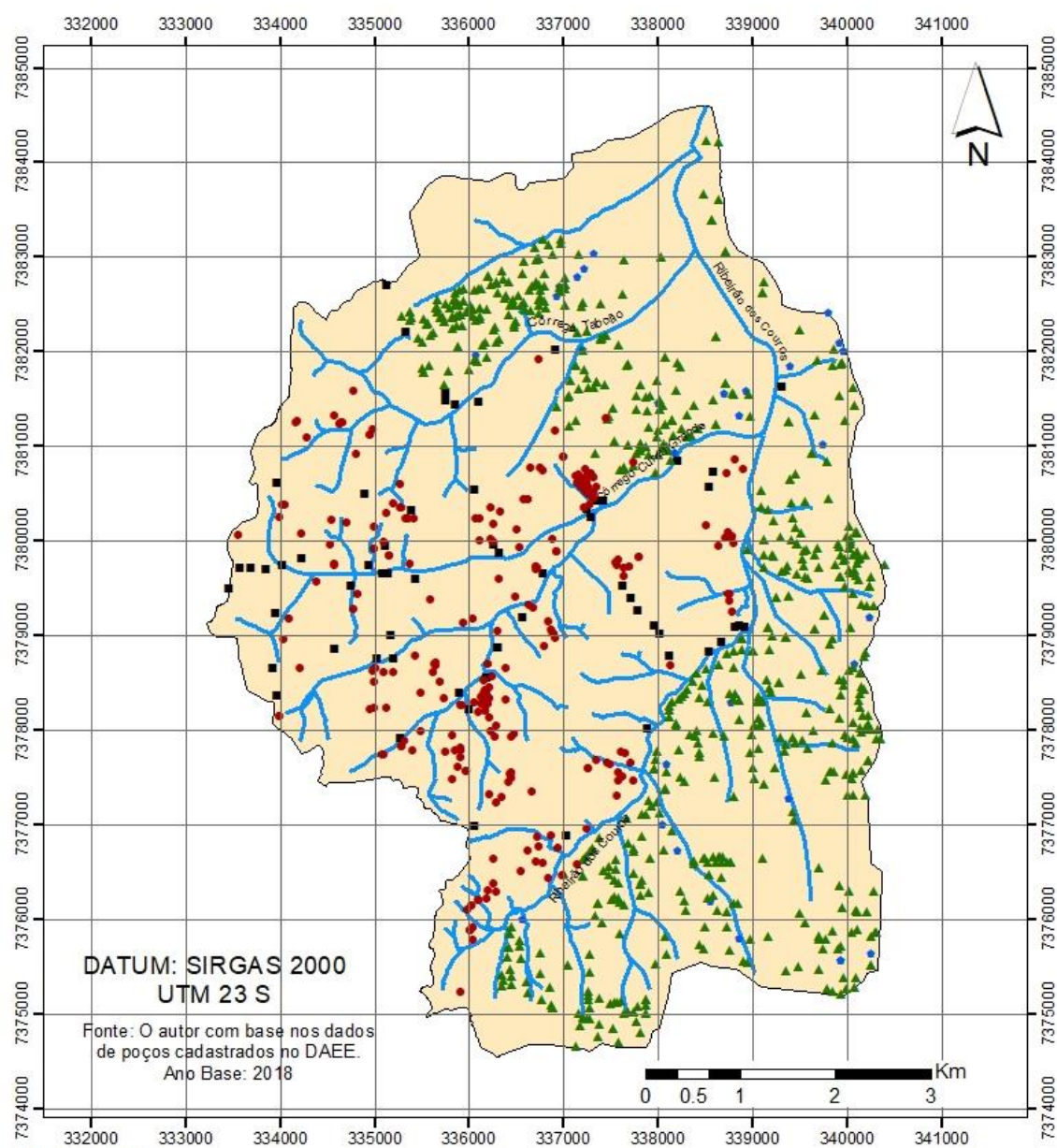


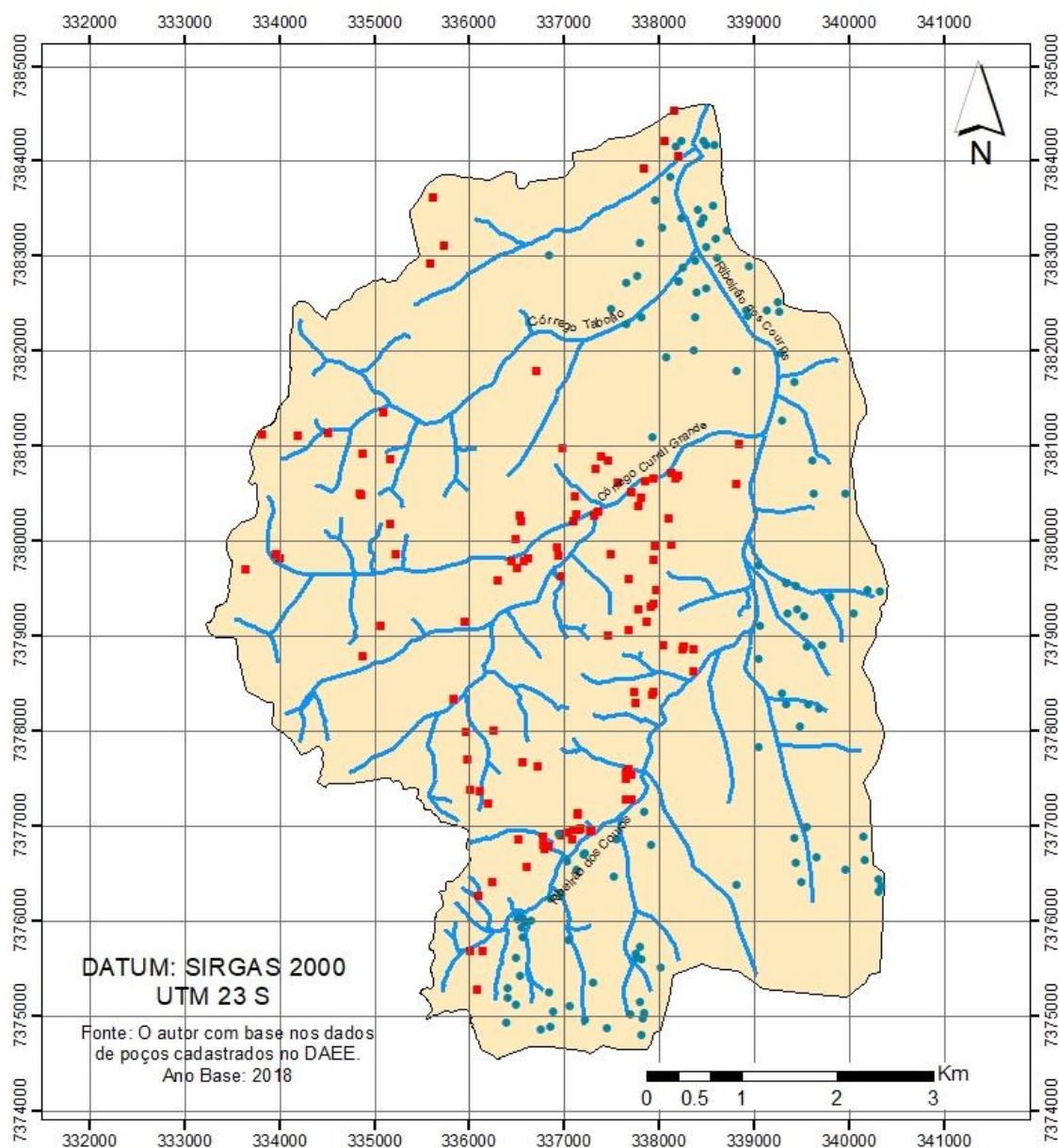
Figura 14 - Indústrias e postos de combustível na Bacia Hidrográfica Ribeirão dos Couros



Legenda

- Indústrias Diadema
- ▲ Indústrias São Bernardo
- Postos de combustível Diadema
- Postos de combustível São Bernardo
- Hidrografia
- Bacia Ribeirão dos Couros

Figura 15 - Poços Cadastrados no DAEE na Bacia do Ribeirão dos Couros



Legenda

- São Bernardo do Campo
- Diadema
- Hidrografia
- Bacia Ribeirão dos Couros

As cidades de Diadema e São Bernardo do Campo estão inseridas em áreas de restrição, ou seja, devido à densidade de empreendimentos potencialmente poluidores, criticidade em relação à disponibilidade hídrica, ocorrência de poços com alteração da qualidade natural da água e quantidade de áreas contaminadas, estão inseridas, segundo o DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica), em áreas consideradas prioritárias para gestão e uso racional (DAEE, 2013). Deve-se adotar para essas determinadas regiões as seguintes ações:

- Proteger as captações de água subterrânea;
- Adequar o zoneamento municipal e Plano Diretor visando a proteção dos poços e aquíferos importantes ao abastecimento público;
- Implantar programa de capacitação técnica dos órgãos municipais e estaduais relacionados à produção e distribuição de água, gestão ambiental e planejamento;
- Promover campanhas de Educação Ambiental;
- Cadastrar, controlar e fiscalizar as captações e outorgas de uso da água subterrânea;
- Consolidar a participação dos municípios na gestão dos recursos hídricos e promover sua articulação com os órgãos gestores estaduais e os comitês de bacias;
- Implantar rede de monitoramento de nível d'água e de parâmetros indicadores de qualidade; e
- Elaborar planejamento do uso da água subterrânea a curto e longo prazos.

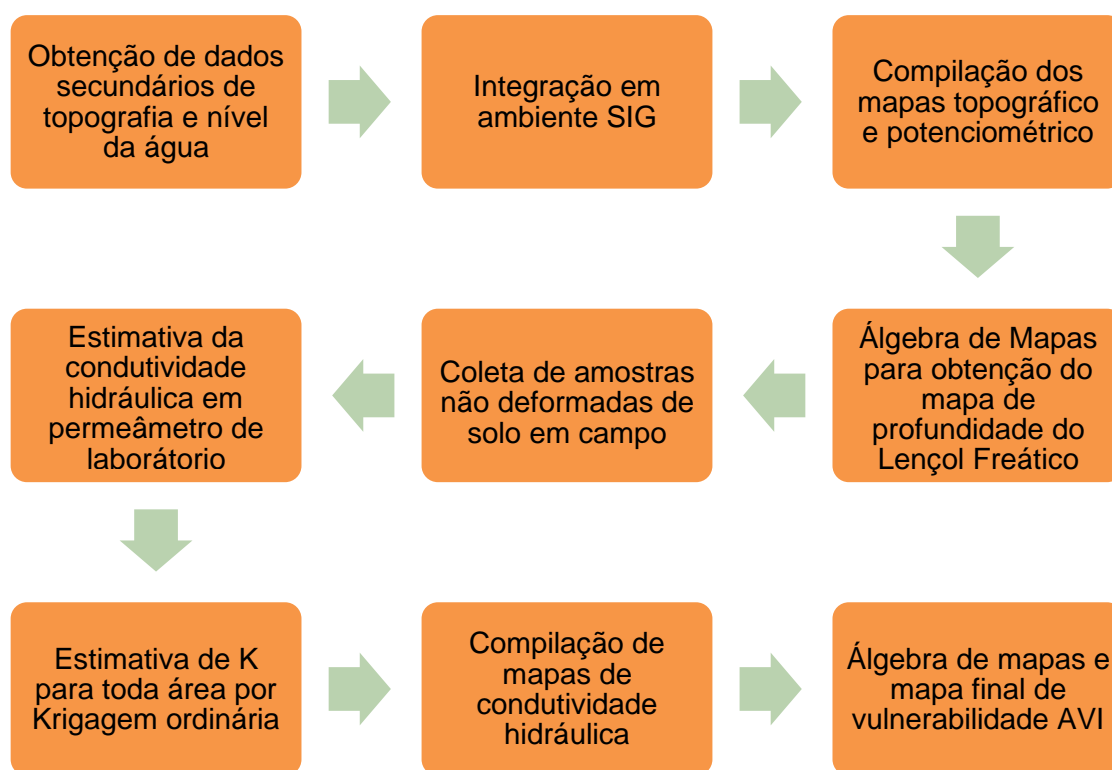
5. MATERIAIS E MÉTODOS

Apresenta-se a seguir o roteiro metodológico adotado neste trabalho, mostrando-se as principais etapas para formulação do mapa final de vulnerabilidade. Em seguida apresenta-se a descrição completa do método AVI e das principais atividades e operações para obtenção do mapeamento da vulnerabilidade.

5.1 Roteiro Metodológico

Fluxograma de atividades executadas no presente trabalho (Figura 16).

Figura 16 - Fluxograma de atividades



5.2 Levantamento e Análise de Dados Bibliográficos e Cartográficos

Esta etapa compreendeu a aquisição de dados bibliográficos e cartográficos existentes sobre a área de estudo, incluindo relatórios técnicos; bancos de dados; fichas de poços; fotografias aéreas; imagens de satélite; mapeamentos geológicos, hidrogeológicos. Todos os dados foram adquiridos em plataformas digitais e em

visitas aos órgãos das Prefeituras de São Bernardo do Campo e Diadema, DAEE e na CETESB.

5.3 Informações Topográficas e Potenciométricas

Todas as informações topográficas e hidrográficas adquiridas foram analisadas e plotadas em ambiente SIG, utilizando o software de geoprocessamento ArcGIS 10.3, desenvolvido pela ESRI (2014). Para formulação do mapa topográfico e da hidrografia de toda a área do Ribeirão dos Couros, foram digitalizadas as curvas de nível com base em EMPLASA (1996), dados topográficos fornecidos pelas prefeituras de Diadema e São Bernardo do Campo, observações de campo e de imagens aéreas atualizadas (KALBERER et al, 2018). O mapa final foi interpolado com a ferramenta TopToRaster no ArcGIS 10.3 (ESRI,2014).

O levantamento do nível da água em poços tubulares localizados na área de estudo foi realizado a partir de consulta ao banco de dados do DAEE (DAEE, 2018); SIAGAS, (SGB, 2018) e relatórios de remediação de áreas contaminadas da CETESB (31 relatórios). Os relatórios da CETESB foram previamente selecionados online e consultados por visitas agendadas in loco. Por conseguinte, as informações dos relatórios de áreas contaminadas como localização e nível de água dos poços de monitoramento na área de estudo, foram extraídas e plotadas em ambiente SIG (CETESB, 2018).

Visto que alguns cadastros de poços não apresentavam o nível estático ou os valores determinados eram discrepantes da realidade, a etapa subsequente compreendeu a aferição de poços cadastrados no DAEE com dados suficientes para subsidiar a formulação de mapas potenciométricos, estritamente aqueles com informações de nível estático no interior da área de estudo. Além dos dados da profundidade da água em poços, também foram utilizados dados do cruzamento de cursos d'água com a topografia, estabelecendo-se nestes pontos a cota do nível d'água igual à elevação do terreno. Por fim, todos os dados de poços e pontos de intersecção foram plotados em ambiente SIG.

Utilizando os dados de nível estático de poços cadastrados no DAEE, triados em função de informações disponíveis, o nível da água em poços levantados pela leitura de relatórios de áreas contaminadas, os pontos de intersecção entre

hidrografia e curvas topográficas, foi possível a interpolação do mapa potenciométrico com o uso da ferramenta TopToRaster no ambiente ArcGIS. (ESRI, 2014).

5.4 Coleta de amostras não deformadas

O segundo parâmetro utilizado na estimativa da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas pelo método AVI é a condutividade hidráulica para a camada superior à zona saturada do aquífero de interesse. A fim de estimar a condutividade hidráulica na zona não saturada do aquífero foram coletadas amostras não deformadas de solo, em cilindros de 5 cm de diâmetro, para ensaio em permeâmetro laboratorial. Para tanto, foram utilizados trados manuais, de rosca e de copo, de 7 cm de diâmetro e hastes reguláveis com encaixe (Figura 17).

Considerando a variabilidade da textura dos solos em relação à profundidade e mudanças de horizontes (BURROUGH, 1998), coletou-se duas amostras por ponto, correspondente às profundidades de 75 cm e 150 cm. As amostras foram coletadas em 33 pontos distribuídos na área de estudo, estabelecendo-se um número acima do mínimo de pares de amostras para construção do variograma experimental, e posterior Krigagem, como estabelecido por Journel e Huijbregts (1978) .

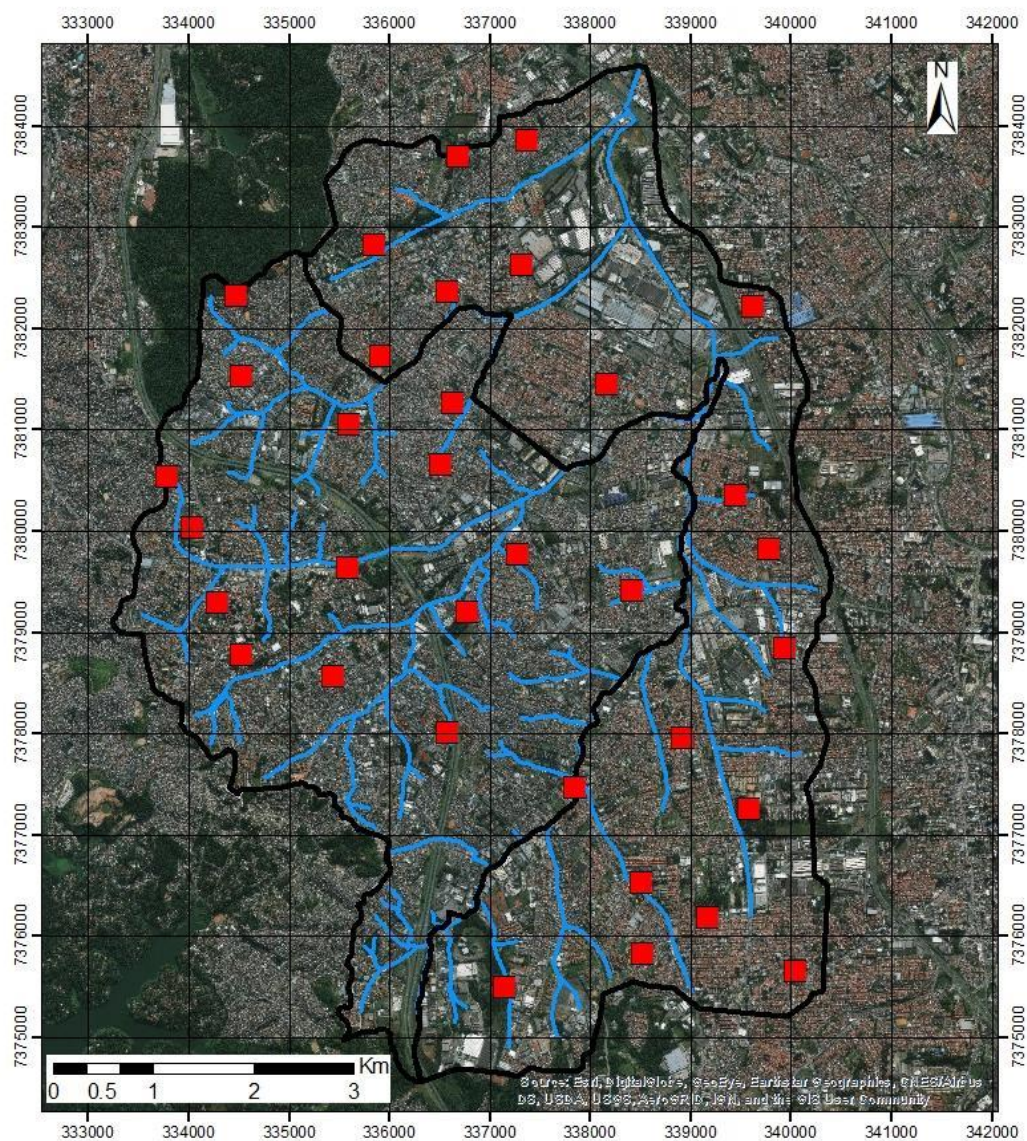
Figura 17 - Trado de rosca, de copo e cilindro amostrador



Fonte: Sondaterra (2019)

A malha de amostragem foi estipulada com base na cobertura do solo da bacia. Devido a área ser praticamente impermeabilizada, as amostras foram coletadas uma a cada quadrante de 1 km² em espaços de cobertura verde, passíveis de serem amostrados (Figura18). Apesar de não apresentar configuração regular, o tipo de malha de amostragem com espaçamentos irregulares já foi utilizada por autores como Van Der Zaag et al. (1981), Van Kuilenburg et al. (1982), Ludgreen et al. (2017), apresentando resultados satisfatórios na construção do variograma.

Figura 18 - Locais de Coleta de amostras na Bacia do Ribeirão dos Couros



Legenda

- Amostras coletadas
- Bacia Ribeirão dos Couros
- Hidrografia

DATUM: SIRGAS 2000
UTM 23 S

Fonte: Imagem base Digital Globe Google (2018)

Fonte: O Autor com base em Digital Globe (2018)

5.5 Ensaios de Condutividade Hidráulica

Os ensaios de condutividade hidráulica foram realizados em um permeâmetro de laboratório no laboratório LAMAS da Universidade Federal de São Paulo, Campus Diadema (Figura 19).

Figura 19 - Permeâmetro de Laboratório



A condutividade hidráulica foi obtida em permeâmetro com base no volume de água movimentado durante tempo determinado, utilizando-se das fórmulas descritas a seguir:

Para cargas constantes:

$$K = \frac{V \times L}{A \times t \times h} \quad (\text{Equação 12})$$

Onde, **K** é a condutividade hidráulica, **V** o volume de água movimentado, **L** a altura da amostra, **A** a área do cilindro, **t** o tempo decorrido, e **H** a diferença de potencial hidráulico.

Para cargas variáveis:

$$K = \left(\frac{a \times L}{A \times (t_1 - t_2)} \right) \times \ln \frac{h_1}{h_2} \quad (\text{Equação 13})$$

Onde, **K** (cm/s) é a condutividade hidráulica, **A** (cm²) a área do cilindro, **a** (cm²)

a área do tubo, L (cm) a altura da amostra, h_1 (cm) o nível de água do momento t_1 (s) e h_2 (cm) o nível de água do momento t_2 (s).

5.6 Análise estatística exploratória e formulação do variograma

A caracterização do conjunto de variáveis é de extrema importância pois elimina valores extremos ou *outliers* e permite caracterizar a população de amostras. A remoção dos *outliers* proporciona uma estimativa melhor do semivariograma e, por fim, os valores resultantes da Krigagem possuem menores erros associados. Com o uso do software Geovisual 4.0 (YAMAMOTO, 2009) foi possível estimar a curva de distribuição caracterizadora da população e com o Excel (Microsoft, 2010), construir o gráfico bloxpot, utilizado na eliminação de *outliers*.

A modelagem do variograma foi realizada, após tratamento dos dados de K no software GS+ Version10 (GammaDesignSoftware©, 2018). Nesta etapa foram definidos o grau de tolerância, o número e tamanho de lags, o raio de busca, vizinhos e quadrantes. O produto entre número e tamanho de lags foi calculado baseado na regra empírica de que o produto entre o tamanho e numero de lags deve ser igual à metade da maior distância de separação entre pares de pontos na malha (CLARK, 1979). O Software GS+ calculou automaticamente o produto obtendo-se o valor de 574m. O grau de tolerância angular admitido foi de 22,5°. O raio de busca considerado foi de 8.725 cm e 2 pontos por octante.

Através de inspeção visual o modelo de variograma foi avaliado e ajustado à curva pré-definida de melhor representação (esférico, exponencial, circular e gaussiano). Para que fosse realizado o ajuste do modelo variográfico foram definidos os coeficientes do modelo teórico: o efeito pepita (C_0); a variância estrutural (C); o patamar ($C_0 + C$); e a amplitude (a) (Figura 05).

Por fim, realizou-se a Krigagem e estimou-se a condutividade hidráulica para uma malha de 70 x 70 m que foram interpoladas em ambiente GIS.

5.7 Método AVI

O método AVI (**A**quifer **V**ulnerability **I**ndex) é baseado em dois parâmetros físicos caracterizadores do meio de cada uma das camadas até o aquífero de interesse. São eles:

d - a espessura da camada (m); e

K- condutividade hidráulica (m/s).

Com base nesses dois parâmetros, d e K, a resistência hidráulica (C) é calculada pela soma das razões entre espessura (d) e condutividade hidráulica (K), para cada camada acima do aquífero de interesse Equação 12:

$$C = \sum_i^1 \frac{d_i}{K_i} \text{ para camadas de 1 a } i. \quad (12)$$

Acima do aquífero de interesse podem existir mais de uma camada. Cada uma dessas camadas possui diferentes estrutura, portanto diferentes espessuras e condutividades hidráulicas. Para cada uma é calculado a resistência hidráulica, e a soma dos valores de resistência hidráulica para cada camada é o valor final para estimativa da vulnerabilidade.

A resistência hidráulica (C) é estimada como o tempo em que água se desloca no sentido vertical pela zona não saturada, superior à zona saturada do aquífero de interesse. Embora tenha dimensão de tempo, o mesmo não se refere ao tempo de trânsito, propriamente dito, para a água ou contaminantes, pois não considera o gradiente hidráulico, difusão e propriedades de sorção, etc. Além disso, Stempvoort et al. (1992), também não estimam o fluxo lateral e desconsideram o clima, gradiente hidráulico, porosidade, e teor da água meios porosos.

A vulnerabilidade a ser estimada por esse método corresponde somente ao aquífero livre. Pode ser classificada nominalmente em Extremamente Alta, Alta, Moderada, Baixa e Extremamente baixa, de acordo com a resistência hidráulica (Tabela 1). Pode ser também apresentada como o logaritmo da resistência hidráulica – $\log(C)$ para elaboração de mapas de iso-resistência.

Tabela 1 - Classes de Vulnerabilidade AVI

Vulnerabilidade	Resistência Hidráulica (C, em anos)	Log (C)
Extremamente Baixa	> 10000	>4
Baixa	1000 – 10000	3 – 4
Moderada	100 – 1000	2 – 3
Alta	10 – 100	1 – 2
Extremamente alta	0 – 10	<1

Fonte: Stempvoort et al. (1992)

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussões apresentados nas sessões subsequentes seguirão a ordem de formulação dos dados utilizados na estimativa da vulnerabilidade. Primeiro os mapas para elaboração do mapa final de nível d'água e a discussão dos valores dos resultados das profundidades do nível d'água. Posteriormente a análise geoestatística dos dados de condutividade hidráulica e do mapa de condutividade hidráulica. Por fim, a estimativa da vulnerabilidade intrínseca do meio à contaminação pelo método AVI e discussões concernentes.

6.1 Parâmetro profundidade do nível d'água.

O parâmetro de profundidade do nível d'água corresponde à distância em que a água, após infiltração, percorre até atingir a superfície saturada do aquífero. É considerado um dos fatores de maior importância na estimativa da vulnerabilidade intrínseca de aquíferos. Quanto maior a espessura da zona não saturada, maior será o nível e tempo de interação entre os contaminantes infiltrados e o solo, ou o ar do solo. Portanto, quanto maior o tempo, maiores são as possibilidades de processos de biodegradação, degradação e atenuação do potencial de poluição (RAHMAN, 2008; ALLER et al., 1987; STEMPVOORT, 1992).

O mapa final da profundidade do nível d'água (Figura 22) foi obtido pela subtração (álgebra de mapas) dos valores do mapa topográfico (Figura 21), do mapa potenciométrico (Figura 22). Os valores finais variaram desde 0 (zero), nível d'água aflorante, até profundidades de nível d'água maiores que 30 metros. Os menores valores, representados em vermelho no mapa, correspondem aos córregos e suas várzeas. Em alguns pontos específicos fora das áreas das várzeas e rios, resultaram em valores iguais a 0. Nestes casos, associa-se ao relevo plano, a alta interferência antrópica, à canalização de rios, a impermeabilização dos solos, resultando em áreas encharcadas.

De modo geral, observa-se que as menores profundidades de nível d'água correspondem a áreas no entorno das drenagens, assim como as maiores profundidades são apresentadas nas zonas de interflúvio. Observa-se também, de modo geral, que as profundidades menores situam-se à nordeste na bacia. A área nordeste da bacia corresponde também à área de deflúvio dos três principais

afluentes da margem esquerda do Ribeirão dos Couros, segundo o mapa topográfico, corresponde a uma região topograficamente mais aplainada.

Figura 20 - Mapa Hipsométrico da Bacia do Ribeirão dos Couros

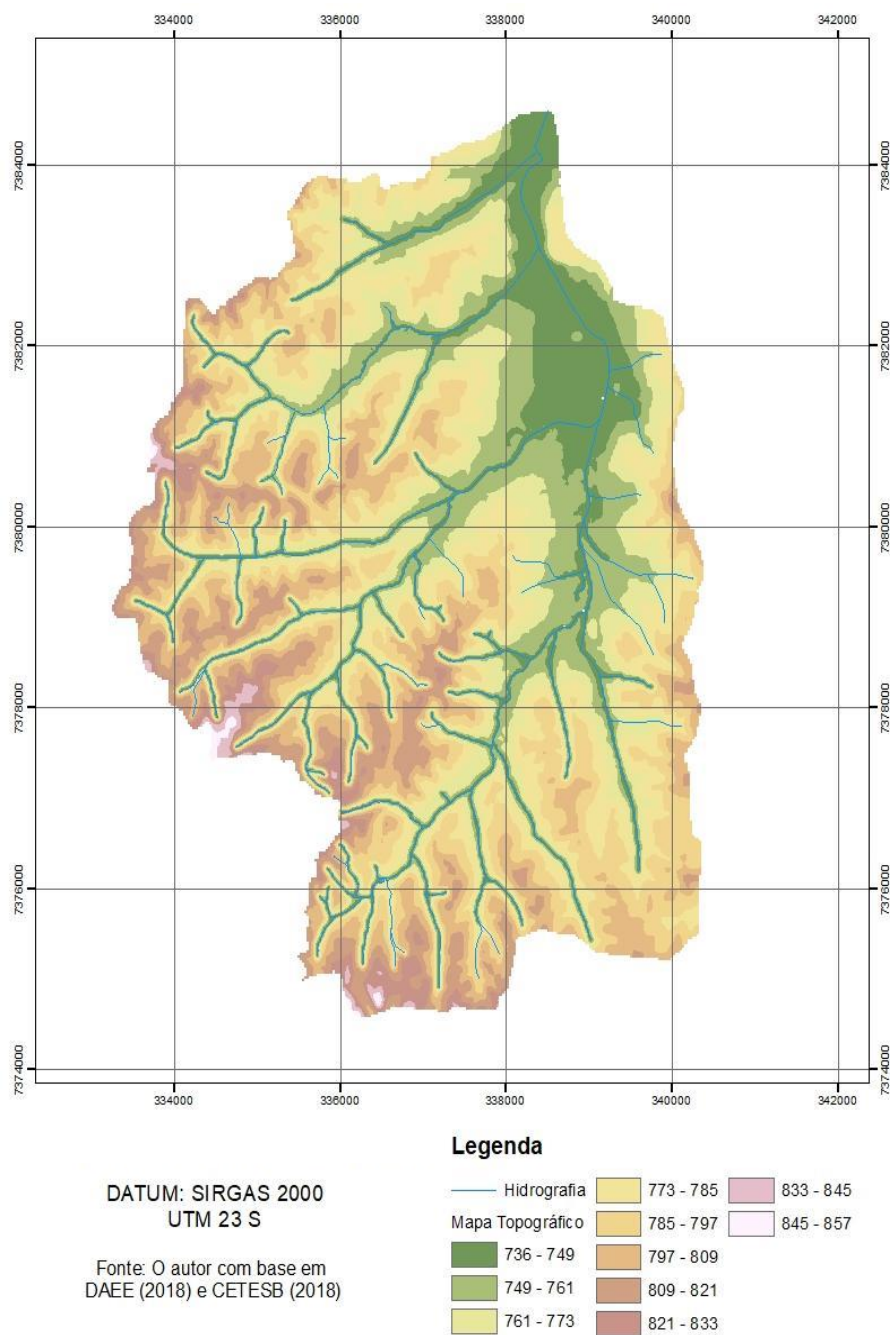


Figura 21 - Mapa potenciométrico da Bacia do Ribeirão dos Couros

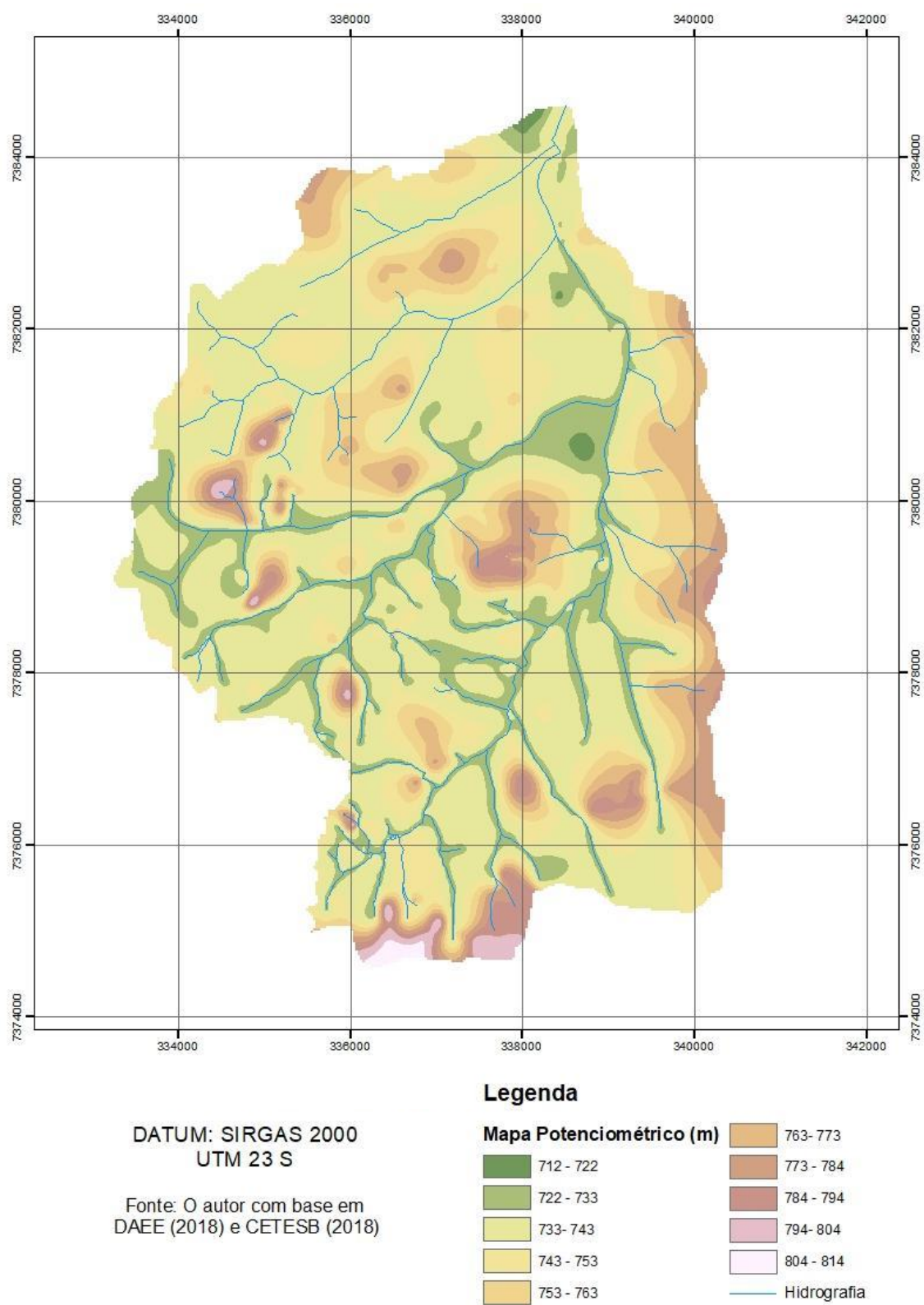
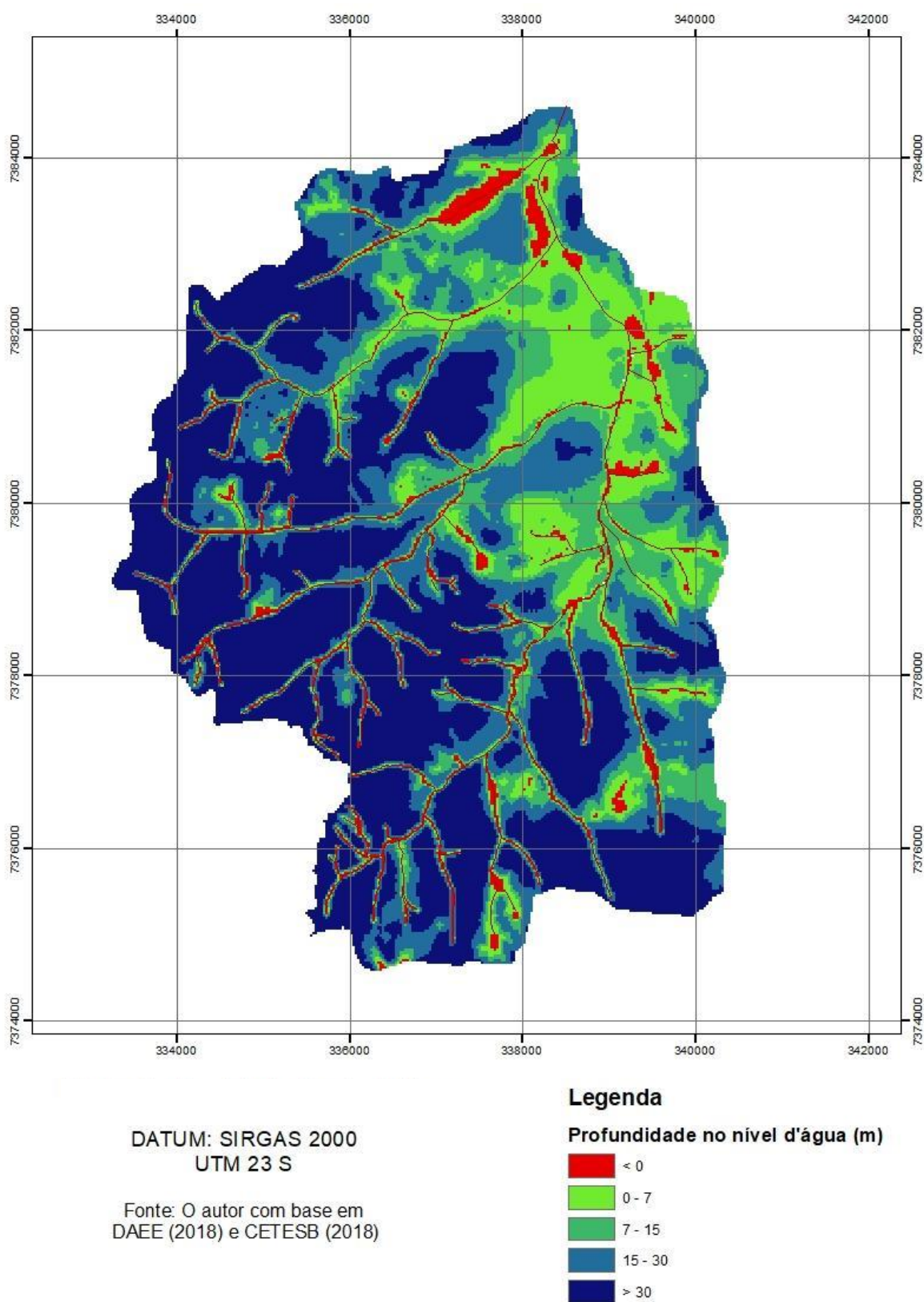


Figura 22 - Mapa do parâmetro D (profundidade do nível d'água) do índice AVI

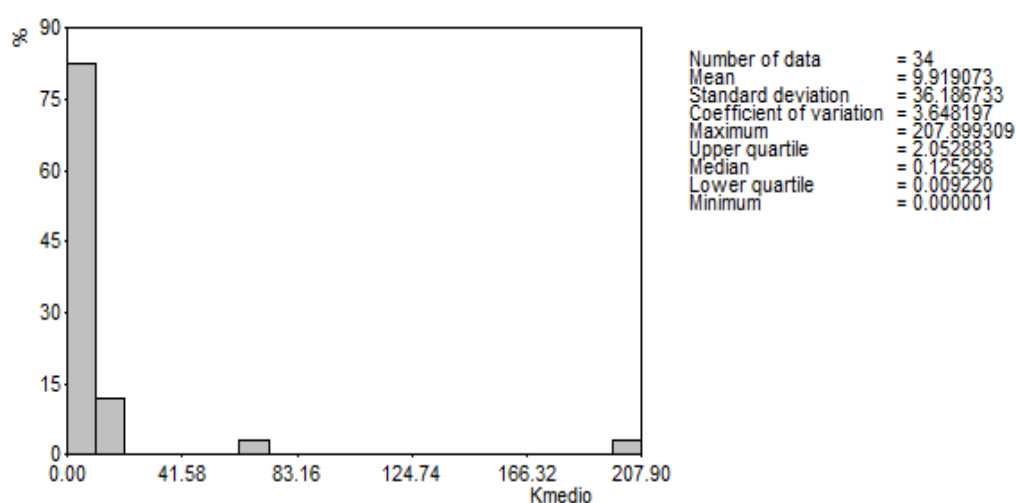


6.2 Análise exploratória dos dados de condutividade hidráulica

Foram coletadas 65 amostras de solo não deformado no interior da área da bacia. Duas em cada ponto, exceto em três locais onde o nível d'água encontrava-se a profundidade menor que 1,5 m, impossibilitando a segunda amostragem. Os cálculos de distribuição foram estipulados com base nos valores das amostras. A estimativa da condutividade hidráulica das amostras apresentou valores que variaram entre 10^{-6} m/dia (mínimo) e $2,07 \times 10^{-2}$ m/dia (máximo) (Anexo I) com média geral de 9,9 m/dia.

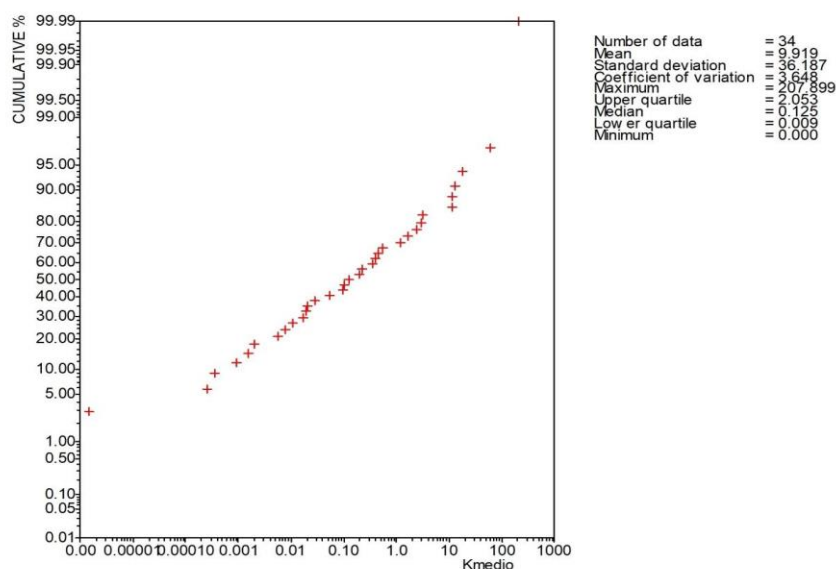
A curva de distribuição (Figura 23) assemelha-se a curva log-normal. A curva log-normal está relacionada a alta assimetria dos valores estimados. A curva de probabilidade aritmética (Figura 24) é representada por uma reta, reforçando que a distribuição das frequências acumuladas é do tipo log normal. A condutividade hidráulica geralmente apresenta esse padrão, visto a alta variabilidade das propriedades do meio no espaço, em função da formação do solo, processos de intemperismo locais e regionais, além da diversidade de áreas com ou sem presença de raízes e de atividade biológica (TRAGMAR et al.,1986; STURARO, 2015).

Figura 23 - Histograma da distribuição das amostras de condutividade hidráulica



Fonte: O autor

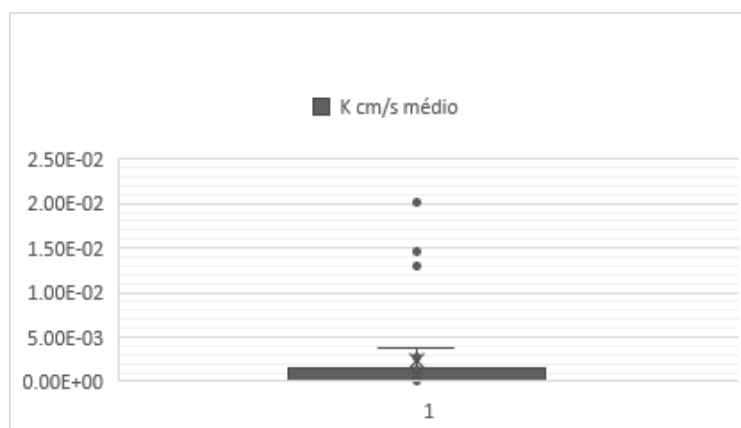
Figura 24 - Escala de probabilidade aritmética das amostras de condutividade hidráulica



Fonte: O autor

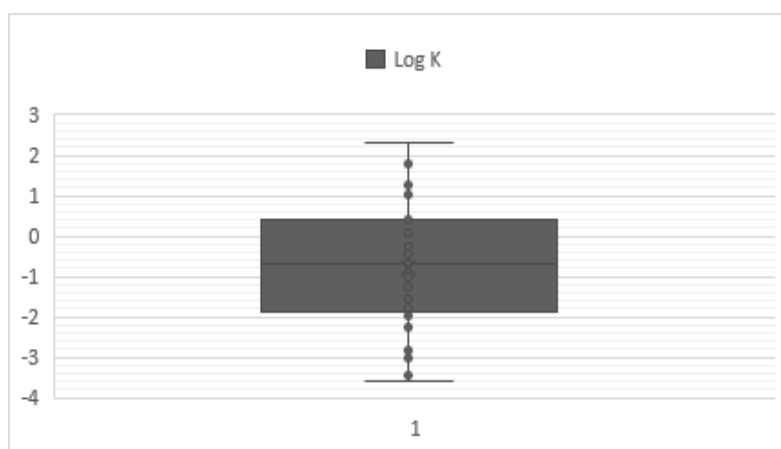
O gráfico boxplot inicial (Figura 25) das amostras permitiu a eliminação de *outliers*. *Outliers* são valores discrepantes, que apresenta um grande afastamento dos demais valores da série. Após a eliminação dos *outliers* o boxplot apresentou configuração diferente da inicial (Figura 26). As amostras utilizadas para construção do semivariograma correspondem ao conjunto tratado após a eliminação de valores *outliers* e correspondente a uma nova curva distribuição (Figura 27).

Figura 25 - Boxplot das amostras de condutividade hidráulica



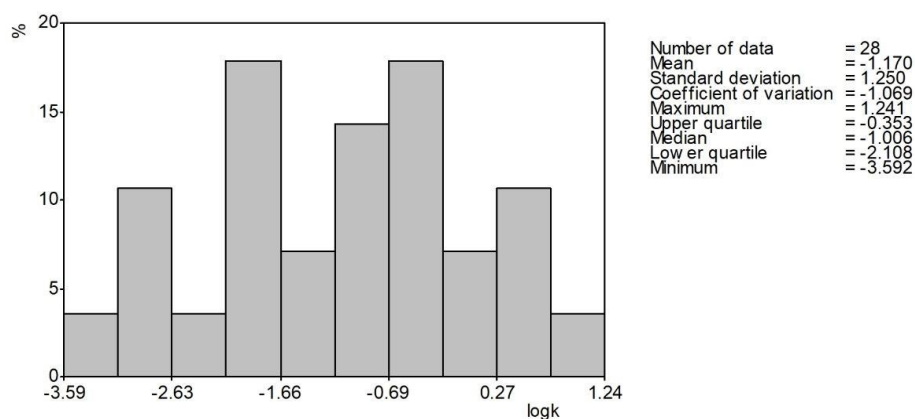
Fonte: O autor

Figura 26 - Boxplot das amostras de condutividade após eliminação dos outliers



Fonte: O autor

Figura 27 - Histograma de distribuição das amostras após eliminação dos outliers



Fonte: O autor

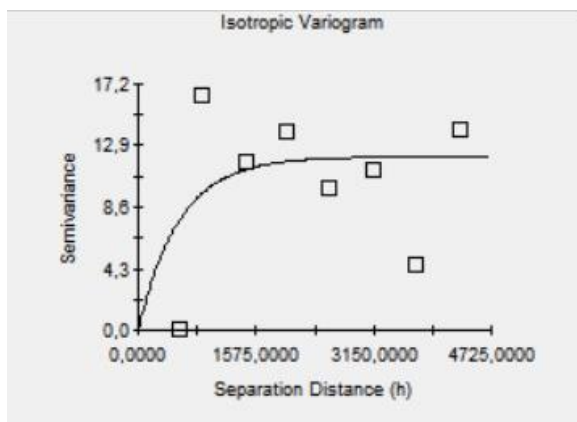
6.3 Variograma

O variograma tem por objetivo caracterizar a estrutura de dependência espacial e estimar os valores em regiões não amostradas. Com uso do software GS+ construiu-se o variograma (Figura 28).

O modelo que se ajustou ao variograma foi o modelo esférico, o qual possui característica linear próxima à origem indicando continuidade moderada no espaço.

Por apresentar configurações similares para todas as direções a krigagem foi estipulada a partir do variograma isotrópico (STURARO, 2015; YAMAMOTO, 2003).

Figura 28 - Modelagem do Variograma.



Fonte: O autor

6.4 Condutividade Hidráulica

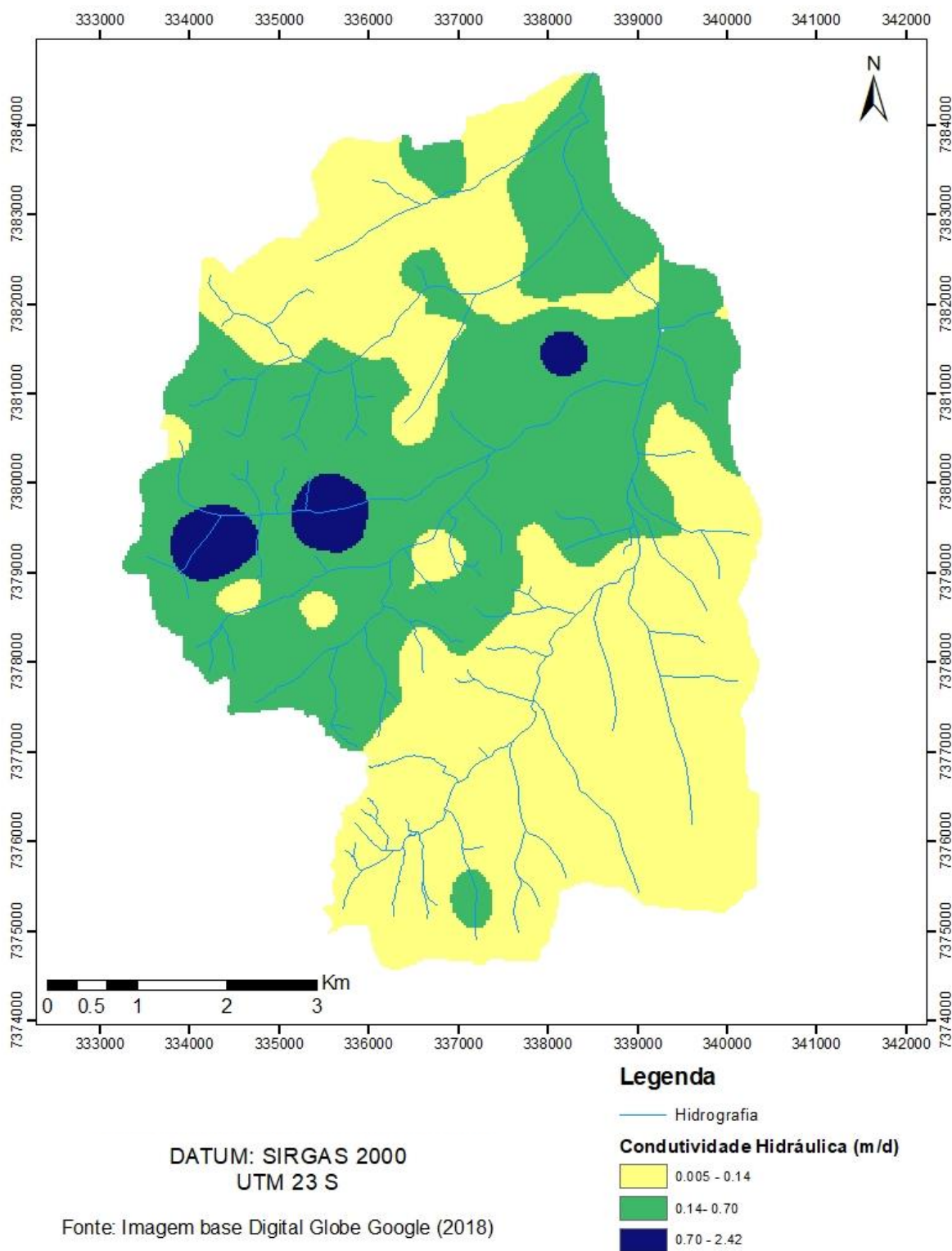
A krigagem permitiu a estimativa de valores de condutividade hidráulica em uma malha de 70 x 70m. A condutividade hidráulica resultante da krigagem foi interpolada no software ArcGIS (ESRI,2014) resultando o mapa de condutividade hidráulica (Figura 29). Os valores finais variaram desde o mínimo 0,005 m/dia até o máximo de 2,45 m/dia. Os maiores valores concentraram-se em pontos específicos na bacia e podem estar associados a particularidades locais do local de amostragem, não observáveis na escala de trabalho. Valores medianos apresentaram-se no centro da bacia, especificamente na área de bacia do córrego Curral Grande. Já ao norte e ao sul da bacia, estabeleceram-se os valores menores.

O parâmetro condutividade hidráulica é diretamente influenciado pela distribuição granulométrica do solo. Segundo Stempvoort (1992), cada tipo de sedimento apresenta uma condutividade hidráulica média em uma determinada ordem de magnitude. Os menores valores, da ordem de grandeza de 10^{-3} m/d, estão associados a rochas e solos argilosos. Por outro lado, os maiores valores, da ordem de grandeza em torno de 10 m/d correspondem a siltes e areias.

Quando comparado o mapa geológico com o mapa de condutividade hidráulica é possível observar pouca correlação. Os valores de maiores magnitudes situaram-se ao longo dos depósitos do quaternário formados por aluviões e areias, e

às formações do terciário/quaternário formadas por arenitos intercalados com lamitos (RICOMINI et al., 2004). Não obstante, os valores de menor magnitude parecem corresponder ou estar associado as rochas do pré-cambriano. Cabe ressaltar que a condutividade hidráulica foi estimada para zona não saturada do aquífero.

Figura 29 - Mapa de Condutividade hidráulica da Bacia Ribeirão dos Couros.



6.5 Vulnerabilidade

A vulnerabilidade intrínseca da bacia hidrográfica do Ribeirão dos Couros estimada pelo método AVI permite identificar as áreas com maiores ou menores susceptibilidades à contaminação. Vulnerabilidade, neste caso, apontada como inversamente proporcional resistência hidráulica do meio.

Neste trabalho, com base no conhecimento da área de estudo, e como a litologia dominante não apresenta variações faciológicas verticais significativas, bem como zona vadosa não muito profunda, optou-se por modelar a vulnerabilidade com uma única camada (PARALTA et al. 2002)

O mapeamento mostrou que a área apresenta majoritariamente (94%) vulnerabilidades extremamente altas (Figura 30). Exceções podem ser observadas ao sul da bacia em pequenas regiões de vulnerabilidades altas (6%).

Vulnerabilidades extremamente altas representam regiões em que o contaminante atinge o lençol freático em menos de 10 anos. Não obstante, vulnerabilidades altas indicam áreas em que o contaminante demora de 10 a 100 anos para chegar ao aquífero. Vulnerabilidades extremamente altas correspondem à condutividades hidráulicas da ordem de 10^{-1} m/dia e valores de profundidade do nível d'água desde 0 até maiores de 30 m. Vulnerabilidades altas apresentam-se em regiões de condutividade hidráulica da ordem de 10^{-3} m/dia e profundidades do nível d'água maiores do que 30 m (Tabela 2).

Tabela 2 - Distribuição de Vulnerabilidade AVI

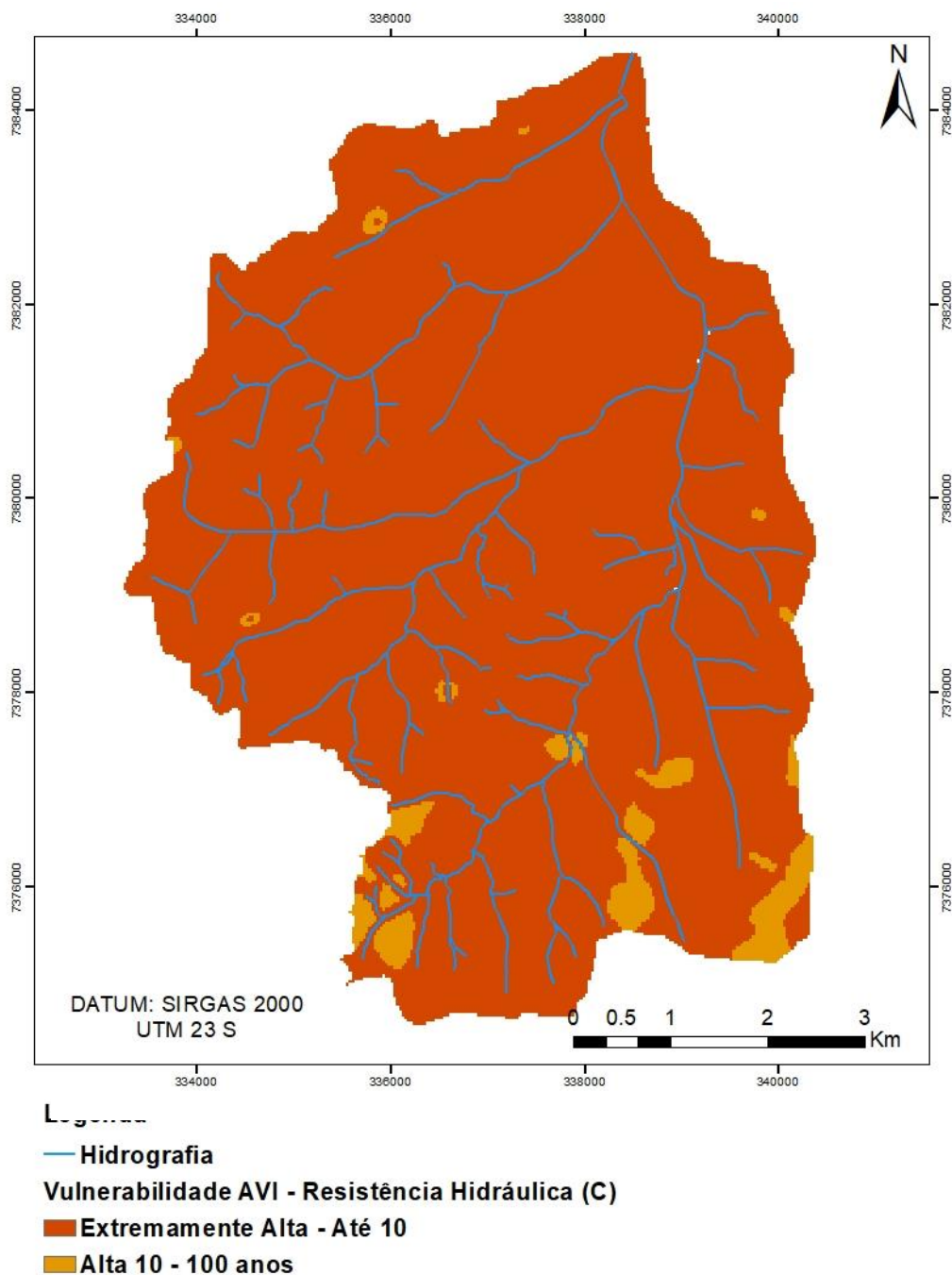
Vulnerabilidade	Profundidade	Condutividade	Porcentagem
Extremamente alta	0 – 30 m	$C > 10^{-1}$ m/dia	94%
Alta	> 30 m	$C < 10^{-1}$ m/dia	6%

6.5.1 Reclassificação da Vulnerabilidade AVI

A subdivisão de classes criada por Stevempoot (1993) a fim de estimar a vulnerabilidade de uma região é apresentada em anos. No que se refere à vulnerabilidades extremamente baixas a resistência hidráulica é maior do que 10.000 anos, baixas entre 1.000 e 10.000 anos, moderadas entre 100 e 1.000 anos,

altas entre 10 e 100 anos e extremamente altas menores do que 10 anos (Tabela 1).

Figura 30 - Mapa da vulnerabilidade intrínseca a contaminação na bacia do Ribeirão dos Couros.



Fonte: O Autor

Apesar de ocorrer variação nos valores de condutividade hidráulica até três casas decimais, e a profundidade do nível da água muitas vezes variar até 50 metros, essa amplitude não é suficiente para classificar vulnerabilidades moderadas, baixas e extremamente baixas, nas quais a resistência hidráulica é maior do que 100 anos na bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros. Visto que a área insere-se completamente dentro de duas faixas de vulnerabilidades (altas e extremamente altas), se propõe nova classificação com mais classes de vulnerabilidade, dentro das subdivisões propostas por Stempvoort et al. (1992), proporcionando uma melhor visualização e uma sensibilidade maior à variação da vulnerabilidade estimada dentro da área de estudo.

Com o propósito de melhorar a visualização e detalhar o mapeamento estimado pelo método AVI, porém não desconsiderando a avaliação e o caráter preventivo proposto por Stempvoort et al. (1992), propõe-se neste trabalho um detalhamento visual (Tabela 3): Vulnerabilidade A1 até 1 ano; Vulnerabilidade A2 – entre 1 e 2 anos; Vulnerabilidade A3 – maior do que 3 anos. Com isso, espera-se destacar visualmente as áreas mais suscetíveis à contaminação antrópica nos mapas de vulnerabilidade apresentados.

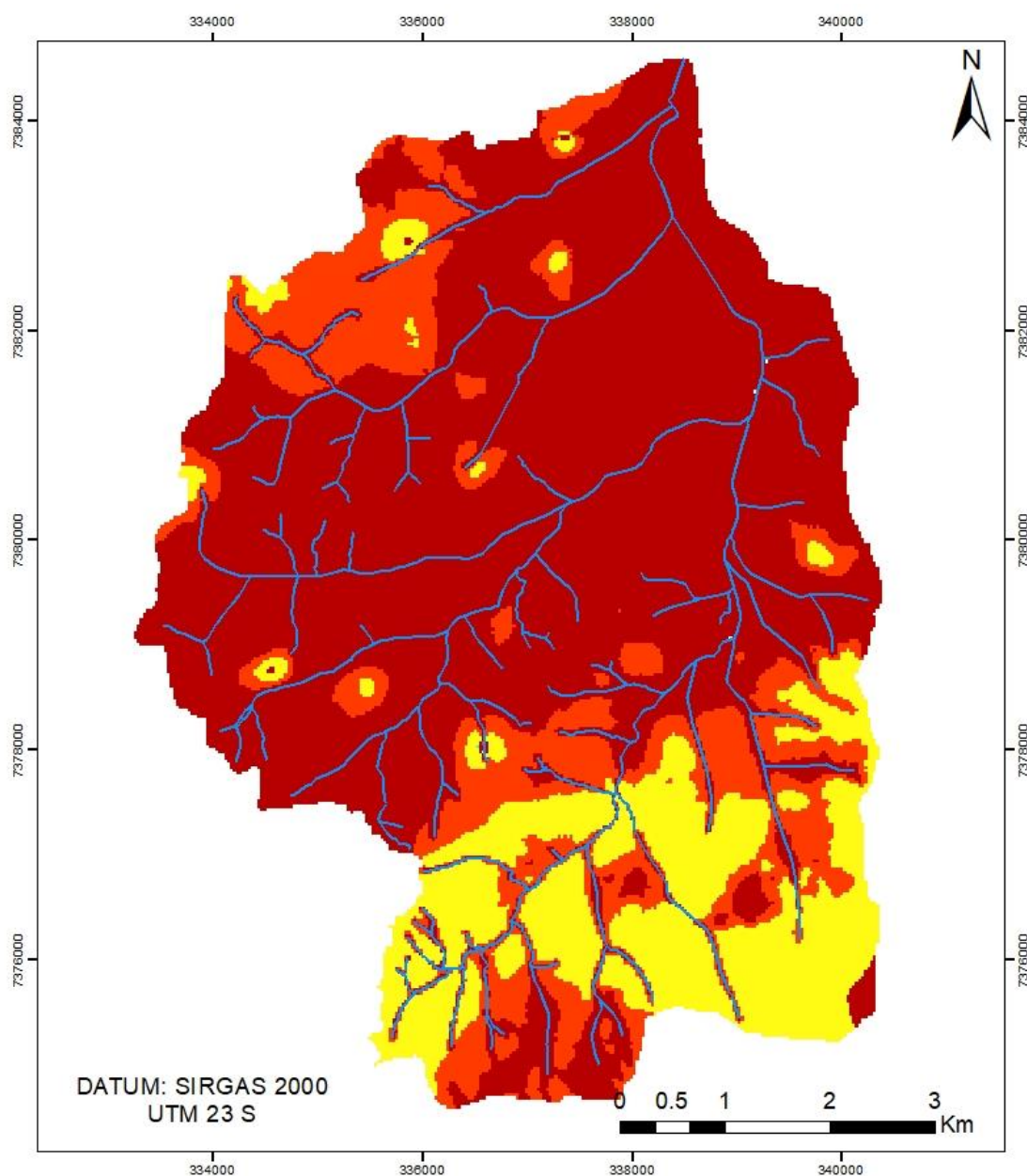
Tabela 3 - Classes de vulnerabilidade – AVI Reclassificado

Classe	Resistência Hidráulica (ano)
A1	Menor do 1
A1	Entre 1 - 2
A3	Maior do que 2

Fonte: O autor

O sistema de avaliação da vulnerabilidade intrínseca o qual contemplou especificações da vulnerabilidade alta e extremamente alta, ao dividir os resultados em três novas classes, foi denominado AVI Reclassificado. Esclarece-se que as alterações não alteraram o caráter preventivo, somente melhoraram a visualização da vulnerabilidade intrínseca na Bacia. Apresentam-se os resultados da proposta de modificações na classificação da vulnerabilidade do método AVI (Figura 31).

Figura 31 - Mapa de Vulnerabilidade AVI Reclassificado.

**Legenda**

— Hidrografia

AVI Reclassificado (anos)

■ A1: < 1

■ A2: 1 - 2

■ A3: > 2

Fonte: O autor

A vulnerabilidade intrínseca da bacia hidrográfica do Ribeirão dos Couros estimada pelo método AVI modificado permite visualizar as áreas com maiores ou menores susceptibilidades à contaminação. O mapeamento mostrou que a área apresenta majoritariamente vulnerabilidades maiores nas regiões centrais e ao norte da Bacia (Figura 30). As regiões de menores vulnerabilidades destacaram-se ao sul da bacia.

O mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação após reclassificação do método AVI apresenta resultados desde a ordem de vulnerabilidade extremamente alta, à vulnerabilidade alta. Precisamente a área apresentou 66% de áreas com Vulnerabilidades A1; 17,5% de Vulnerabilidades A2; e, minoritariamente 16,5% de Vulnerabilidades A3.

As áreas com vulnerabilidade A1 estão associadas às regiões com menores profundidade do nível d'água (0 -15 m) e valores maiores de condutividade hidráulica (0,14 m/dia). Neste caso a resistência hidráulica é menor do que 120 dias. Localizaram-se principalmente na área central, ao norte da bacia na zona de deflúvio dos rios, e nas várzeas de rios. Estão associadas às mais altas condutividades hidráulicas representadas na área de estudo e a todas profundidades de nível da água. São também apresentadas em áreas em que a condutividade apresenta valores menores e o nível da água atinge até 15 m.

Zonas de vulnerabilidade A2 corresponderam às profundidades do nível d'água maiores do que 15 m e condutividades hidráulicas menores do que 0,14 m/dia. Localizam-se principalmente da região noroeste da bacia e nas zonas de transição entre vulnerabilidades A3 e A1 ao sul da bacia. Os valores de resistência hidráulica para essa região variam de 360 a 1200 dias.

Por fim, regiões classificadas como vulnerabilidade alta, as quais na bacia do Ribeirão dos Couros são representadas por somente cerca de 16,5% da área, mostram-se principalmente ao sul da bacia. Indicam nível da água maior do que 30 m e as menores condutividades hidráulicas, da ordem de 0,005 a 0,14 m/dia. Correspondem a resistência hídrica maiores do que 1200 dias (Tabela 4).

Tabela 4 - Distribuição Vulnerabilidade AVI Reclassificado

Vulnerabilidade	Profundidade	Condutividade	Porcentagem
Extremamente alta	NA <15 m	>0,14 m/dia	66%
Muito alta	NA >15 m	<0,14 m/dia	17,5%
Alta	> 30 m	0,005 a 0,14 m/dia	16,5%

O método AVI estima de forma física a vulnerabilidade intrínseca à contaminação das águas subterrâneas de acordo com a resistência hidráulica. A resistência hidráulica é o tempo de deslocamento da água pelo meio poroso não saturado por meio de processos advectivos desde a superfície do terreno até a zona saturada do aquífero. Todavia, não pode ser denominada como o tempo de trânsito da água ou dos contaminantes. Além disso, a condutividade hidráulica é estimada segundo a viscosidade do fluido, porosidade e permeabilidade. Visto que cada contaminante possui viscosidade diferente, a vulnerabilidade específica apresentará valores exclusivos para cada um.

Considerando que o método AVI estima a vulnerabilidade pelo tempo de trânsito, ou seja, pela razão entre a profundidade da água e a condutividade hidráulica, é classificado como um método físico. Ademais, a maioria dos métodos disponíveis para avaliação da vulnerabilidade intrínseca do meio utiliza na sua fórmula pesos relativos, os quais fornecem resultados finais arbitrários. Por conseguinte, a estimativa da vulnerabilidade de forma física, evita arbitrariedade e apresenta resultados mais precisos.

Ambos os parâmetros utilizados para formulação do índice AVI são importantíssimos na estimativa da vulnerabilidade de qualquer área de estudo, visto que são responsáveis pela atenuação da contaminação antes de atingir o aquífero. Contudo deve-se ressaltar que parâmetros como o gradiente hidráulico, difusão e sorção não são considerados na fórmula de avaliação do AVI (Stempvoort et al. 1992)

Apesar de considerar somente dois parâmetros na fórmula, o método AVI consegue integrar no parâmetro condutividade hidráulica três parâmetros utilizados

no método DRASTIC, um dos métodos mais comuns na estimativa da vulnerabilidade (Stempvoort et al., 1992 ; SAMAKE et al., 2011). A condutividade hidráulica consegue representar o tipo de aquífero, o tipo de solo e a zona vadosa visto que a intenção de outros métodos fazer uso destes parâmetros é em função da granulometria, representada também pela condutividade hidráulica.

Ressalta-se também uma diferenciação importante do método AVI em relação a outros métodos. A estimativa da condutividade hidráulica é avaliada na zona não saturada do aquífero, portanto, em regiões em que os fluxos são predominantemente no sentido vertical. Diferentemente, os outros métodos consideram a condutividade hidráulica da zona saturada do aquífero, onde o fluxo dá-se predominantemente no sentido horizontal, não representativo, portanto, do trânsito de contaminantes.

A zona não saturada, ou a zona vadosa, é caracterizada pela intensa atividade biológica, e tem um impacto significativo na capacidade do contaminante movimentar-se no meio. Em geral, quando a distribuição granulométrica do solo apresenta grãos maiores, mais facilmente o poluente alcançará a zona saturada do aquífero e menor será o tempo e a área efetiva para reações de degradação e biodegradação ocorrerem (BURROUGH, 1983).

Na bacia do Ribeirão dos Couros, as regiões de menores vulnerabilidades, relacionaram-se principalmente com condutividades menores, portanto menores porosidade interconectada e permeabilidade do solo. Provavelmente, nestas regiões, o solo apresenta predominância de granulometria argila e silte. Neste caso o potencial de poluição diminui porque, além do tempo maior, haverá maior superfície de contato entre o poluente e o meio, e potencialmente, mais oportunidade para reações de filtração, biodegradação, sorção, volatilização, e oxidação entre outros processos atenuantes.

As regiões com maiores vulnerabilidades estão relacionadas tanto às regiões com nível da água muito próximos da superfície, em que o contaminante pode atingir o aquífero com facilidade no sentido de espaço a percorrer, quanto associadas as maiores condutividades hidráulicas observadas. Maiores condutividades hidráulicas estão associadas à maior facilidade do contaminante se mover no meio, menor

tempo até alcançar as águas subterrâneas e para reações atenuantes ocorrerem.

Comparando o mapa de cobertura do solo Bacia do Ribeirão dos Couros, com o mapa de vulnerabilidade intrínseca da Bacia (Figura 30), nota-se que as zonas industriais se localizam principalmente nas zonas mais vulneráveis da bacia. Segundo as prefeituras de São Bernardo do Campo e de Diadema, estão instaladas mais de 1030 empreendimentos na bacia, dentre postos de combustíveis e diversos tipos de indústrias. Portanto, o risco potencial à contaminação dos aquíferos é real e daí a importância da proteção destas áreas, reduzindo a probabilidade de contaminação.

O grande volume de água extraído dos aquíferos para diversos usos na bacia é evidenciado pelo número de poços outorgados. Segundo o DAEE (2018) há mais de 238 poços para captação de água na Bacia do Ribeirão dos Couros. Visualizando a posição destes na Bacia é possível observar uma densidade maior nas áreas mais vulneráveis à contaminação. Estas áreas são também regiões industriais (Figura 14). Cabe evidenciar a importância da proteção e controle do uso de potenciais contaminantes ao longo da bacia, principalmente nas regiões mais vulneráveis.

Uma área pode ser extremamente vulnerável, mas não ter risco de poluição por não apresentar atividades potencialmente poluidoras da região. Todavia, no caso da Bacia do Ribeirão dos Couros, denota-se tanto alta vulnerabilidade à contaminação, visto as características intrínsecas do meio, como atividades potencialmente poluidoras, considerando a quantidade de indústrias região.

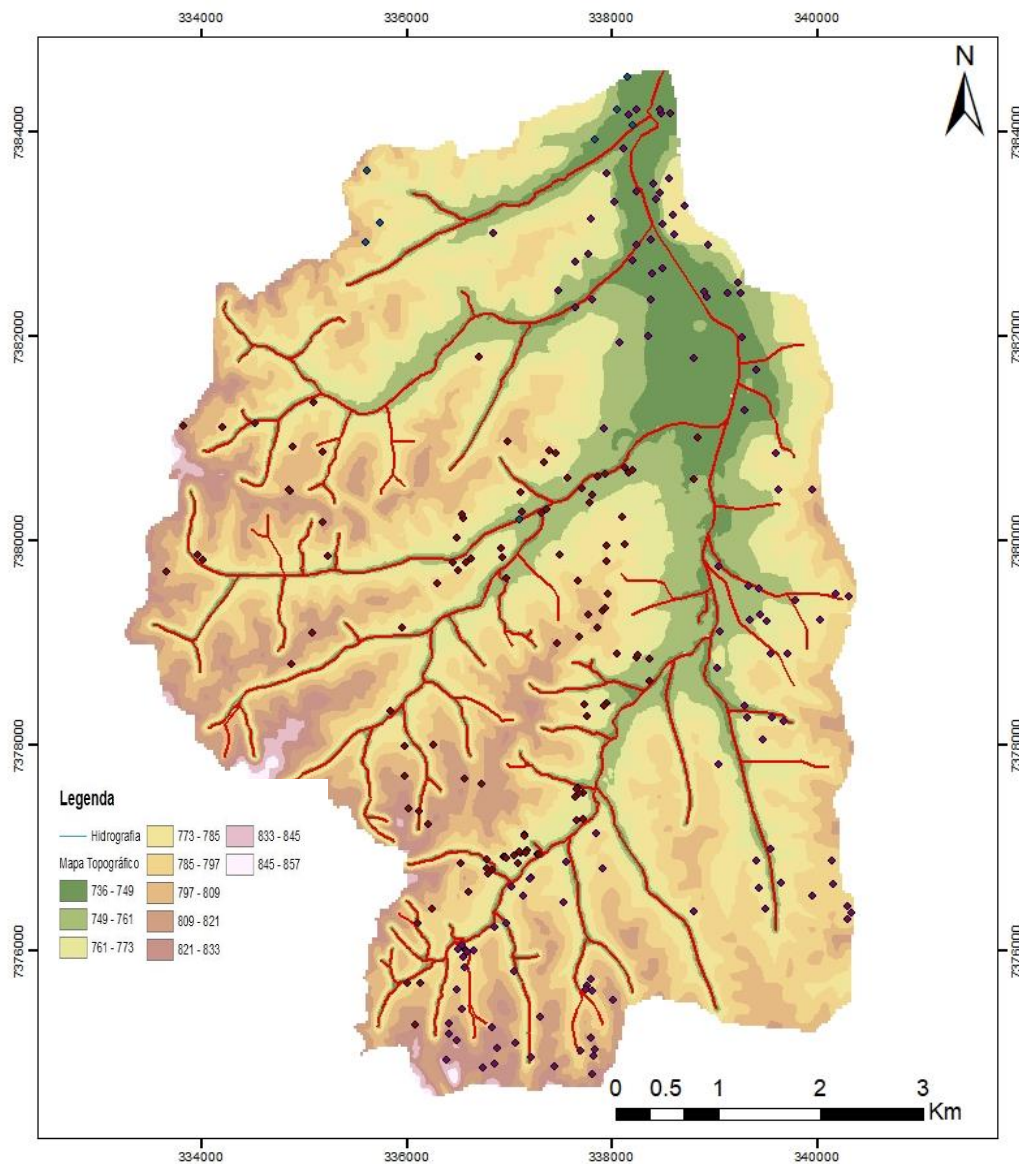
Muitos dos poços também estão localizados nas regiões de relevo mais baixo (Figura 32). O contaminante em subsuperfície tende a seguir o caminho da água e obedece às direções de fluxos, se deslocando, portanto, das maiores altitudes para menores altitudes. Nestes casos há um risco potencial maior de contaminação para poços localizados nestas regiões.

A qualidade da água está diretamente relacionada à saúde, e consequentemente, à qualidade de vida da população. Ambas as cidades, Diadema e São Bernardo do Campo, apresentam índices de crescimento populacional (aproximadamente 0,97% ao ano) e de captação da água subterrânea (IBGE 2018,

DAEE 2014). Adotando como princípio que o desenvolvimento das cidades deve proporcionar qualidade de vida à população e garantir um meio ambiente ecologicamente equilibrado, medidas de proteção e adoção de políticas públicas devem ser empregadas a fim de garantir a boa qualidade do recurso hídricos subterrâneo.

Outro ponto a ser considerado é a medida preventiva de proteção de aquíferos. Estratégias de proteção aos recursos hídricos subterrâneos evitam uma possível contaminação ou aplicação de técnicas para remediação de aquíferos á contaminação. Na maioria dos casos, a remediação de áreas contaminadas é custosa e demanda tempo. A prevenção atua na diminuição de custos e riscos, tanto para empresas, como para a sociedade, na medida em que estes garantem o acesso à água potável para população.

Figura 32 - Localização de poços e Topografia da área de estudo.



DATUM: SIRGAS 2000
UTM 23 S

Legenda

- ◆ Poços DAEE Diadema
- ◆ Poços DAEE São Bernardo
- ◆ Poços DAEE São Paulo

Fonte: O autor com base em DAEE.

7. CONCLUSÕES

A Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros é caracterizada por apresentar quase totalidade (80%) áreas urbanas e industriais e alta densidade populacional. A população atual das duas cidades segundo o IBGE (2018) em 2018 é maior do que 1 milhão de habitantes com taxa de crescimento superior à 0,75% ao ano. Há na bacia mais de 1030 indústrias, dentre as principais químicas, têxteis e automotivas e segundo a CETESB, mais de 30 áreas já contaminadas.

A geologia corresponde às rochas do Pré-cambriano como Migmatitos, granitos e micaxistos e rochas do Terciário e Quaternário como aluviões, areias e argilas (EMPLASA, 1980). De acordo com a geologia, apresenta-se na área dois tipos principais de aquíferos. O aquífero cristalino nas rochas do Pré-Cambriano e o aquífero sedimentar nas Rochas do Terciário e Quaternário. Segundo o DAEE estão registrados na área 241 poços de captação de água, aproximadamente 5 por quilometro quadrado.

Segundo as informações Potenciométricas adquiridas no DAEE, SIAGAS, relatórios de áreas contaminadas da Cetesb e amostras de campo a área apresenta valores potenciométricos desde 736 a 857 m de altitude. De acordo com as amostras de solo coletadas, os valores de condutividade hidráulica variaram na bacia desde 0,005 m/dia a 2,42 m/dia

A caracterização da vulnerabilidade intrínseca à contaminação das águas subterrâneas pelo método AVI permitiu representar as áreas mais sensíveis à contaminação na bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros. O mapa final apresenta resultados de vulnerabilidade extremamente alta (94%), e vulnerabilidade alta (6%), respectivamente resistências hidráulicas menores de 10 anos e entre 10 e 100 anos. Essa classificação está relacionada a diferentes valores de condutividade hidráulica na área, da ordem de até três casas decimais e à variação da profundidade do lençol freático de 0 até 30m de profundidade.

A reclassificação proposta para representar as vulnerabilidades possibilitou visualizar com mais clareza as áreas mais sensíveis à contaminação, elucidando de forma mais detalhada a variação física da vulnerabilidade intrínseca proposta pelo método AVI. As vulnerabilidades mais altas (A1 – 66%)) ocorrem na parte norte da

bacia, local de deflúvio dos principais rios.. As regiões de menor vulnerabilidade (A3 – 16,5 %) estão localizadas ao sul da bacia, principalmente onde a condutividade hidráulica apresentou valores mais baixos. No centro, em direção ao norte da bacia, localizam-se as vulnerabilidades intermediárias (A2).

A bacia Ribeirão dos Couros apresenta grande quantidade de empreendimentos potencialmente poluidores e poços outorgados de captação o de água. Observa-se, entretanto, que as zonas de maiores vulnerabilidade são ocupadas por indústrias e concentram grande quantidade de poços de captação de água. Considerando os princípios da qualidade de vida da população, preservação dos recursos naturais e do desenvolvimento sustentável, medidas de proteção devem ser tomadas com urgência.

Devido à alta densidade de empreendimentos potencialmente poluidores (1030), criticidade em relação à disponibilidade hídrica, a já ocorrência de poços com alteração da qualidade natural da água subterrânea. Segundo o DAEE é considerada prioritária para gestão e uso racional. Portanto as seguintes medidas de proteção às captações de água subterrânea, também com a utilização do mapa de vulnerabilidade de água subterrânea, são recomendadas para implantação com prioridade na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Couros;

Zoneamento municipal e Plano Diretor visando a proteção dos poços e aquíferos importantes ao abastecimento público; Implantação de um programa de capacitação técnica dos órgãos municipais e estaduais relacionados à produção e distribuição de água, gestão ambiental e planejamento; Promoção de campanhas de Educação Ambiental; Cadastro, controle e fiscalizar as captações e outorgas de uso da água subterrânea; Consolidar a participação dos municípios na gestão dos recursos hídricos e promover sua articulação com os órgãos gestores estaduais e os comitês de bacias; Implantação de uma rede de monitoramento de nível d'água e de parâmetros indicadores de qualidade; e Elaboração planejamento do uso da água subterrânea a curto e longo prazos.

Recomenda-se futuros as seguintes linhas de estudos para o aprimoramento da compreensão da dinâmica ambiental da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos

Couros: Qualidade da água no poços de captação da Bacia, Análise completa da litologia, e mapa de perigo à contaminação adas águas subterrâneas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil –** 2009. Brasília, 2009. 204 p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil –** 2010. Brasília, 2010. 76 p.
- ALLER, L. et al. **DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic setting.** USEPA Report 600/02-87/035. United States Environmental Protection Agency (USEPA). Environmental Research Laboratory; Ada, Oklahoma. 1987.
- ANDERSEN, L. J.; GOSK, E. **Applicability of vulnerability maps.** In: Environmental Geology and Water Sciences, V.13, n.1, p.39–43,1987
- ALVARENGA C. C. et al. **Continuidade espacial da condutividade hidráulica saturada do solo na bacia hidrográfica do Alto Rio Grande, MG(1)** R. Bras. Ci. Solo, V. 35, p.1745-1757, 2011
- ARRUDA, R. S. **Análise de vulnerabilidade intrínseca do Aquífero Barreiras a partir de dados hidrogeofísicos - área do baixo curso do Rio Maxaranguape-RN.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017. 119 f. 2017
- AUGE, M. **Vulnerabilidad de acuíferos.** Revista Latino-Americana de Hidrogeologia, v. 4, p. 85-103, 2004.
- BARBOSA, M. C. et al. **Avaliação Do Perigo de Contaminação do Sistema Aquífero Guarani em sua Área de Afloramento do Estado de São Paulo** Decorrente das Atividades Agrícolas. Águas Subterrâneas. v. .25, n.1, p.1-14, 2011
- BORJA R. I. e CASTILHO R. **Aquifer vulnerability changes due to faults and riverbeds in Salamanca, Guanajuato, Mexico.** Geofísica Internacional , v. 43, n. 4, p. 623-628, 2005.
- BURGESS, T.M. e WEBSTER, R. **Optimal Interpolation and Isarithmic Mapping of Soil Properties: I. The Variogram and Punctual Kriging.** Journal of Soil Science, v. 31,

p, 315-331, 1980.

BURROUGH, P. **A Soil Variability: A Late 20th Century View.** Soils and Fertilizers, v. 56, p. 529 – 562, 1993.

CAMARGO E. C.G. **Geoestatística: Fundamentos e Aplicações.**In: CAMARA E MEDEIROS *Geoprocessamento em Projetos Ambientais*. P. 5- 36, INPE, ed.2, 1998.

CARVALHO, G. J. P. **Vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Sordo:** comparação de modelos baseados no método DRASTIC. Caderno de Geografia nº32. Coimbra, Faculdade de Letras. Universidade de Coimbra – pp.289-299. 2013.

CBHAT – Comitê de Baía Hidrografia do Alto Tietê. **PLano de Bacia do Alto Tietê.** Relatório Final. 2010. Vol.1. 209 pag.

CLARK, I. **Pratica Igeostatistics.** London: Applied Science Publishers, 129p.1979.

CIVITA, M. et al. **Carta da vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi delle Alpi Apuane.**1990. 56 f. Monografia GNDCI. Firenze, Italia.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. [Site]. **Proteção da Qualidade das Águas Subterrâneas.** Disponível em: < <http://aguassubterraneas.cetesb.sp.gov.br/> >. Acesso abril de 2017a.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Áreas contaminadas e Reabilitadas 2017.** Disponível em: < <http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2013/11/Totaliza%C3%A7%C3%A3o-Departamento.pdf> >. Acesso em abril de 2017b.

COMPANHIA AMBIENTAL NO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Lista de áreas contaminadas ano base 2018.** Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/> Acesso em: abril 2018.

COUTINHO, J. M. V., EMPRESA METROPOLITANA DE PLANEJAMENTO DA GRANDE SÃO PAULO - EMPLASA; SECRETARIA DOS NEGÓCIOS METROPOLITANOS. Carta geológica da Região Metropolitana da Grande São Paulo, 1:50000. São Paulo,

Emplasa, 1980.

DALKEY, N.C. **The Delphi Method: an Experimental Study of Group Opinion** (RMM-588-PR). Rand Corporation, Santa Monica, CA, 1969.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE/SERH); INSTITUTO GEOLÓGICO (IG/SMA); INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT/SP); SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). **Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo**. Escala 1:1.000.000. São Paulo, Conselho Estadual de Recursos Hídricos, 2005.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE. **Usos dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo** (online). Disponível em: <<http://www.aplicacoes.daee.sp.gov.br/usuarios/daeeusuariosDpo.asp>> Acesso em: Setembro, 2018.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE. **Águas subterrâneas no Estado de São Paulo: Diretrizes de Utilização e Proteção.- 2014**. São Paulo, 2014. 44p.

DRAOUI, M. et al. **A comparative study of four vulnerability mapping methods in a detritus aquifer under Mediterranean climatic conditions**. Environmental Geology 2008. V. 54. P.455 -463,2008

DUCCI, D.; SELLERINO M. **Vulnerability mapping of groundwater contamination based on 3D lithostratigraphical models of porous aquifers**. Science of the Total Environment. V.447. P. 315-322, 2013.

EMPRESA METROPOLITANA DE PLANEJAMENTO DA GRANDE SÃO PAULO S.A. - EMPLASA. **Levantamento Aerofotométrico**. Escala: 1:10000, 1979.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). ArcGIS 10.3.Redlands, Califórnia, EUA. 2014.

FALLICO, C.; MIGLIARI, E. & TROISI, S. **Characterization of the field saturated hydraulic conductivity on a hillslope: Measurement techniques, data sensitivity analysis and spatial correlation modeling**. Journal Hydrology. V. 2, p. 1247-1298,

2005.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. 4. Ed. Wisconsin: Pearson, 2001.

FONSECA et al. **Variability in soil physical properties in landslide-prone areas**. *Acta Scientiarum Agronomy Maringa* v.9, n.1, p. 109-118, 2017.

FOSTER, S. S. D. **Fundamental Concepts In Aquifer Vulnerability, Pollution Risk And Protection Strategy**. In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. P.69 – 86. Abril, 1987.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C.; **Determinacion del Riesgo de Contaminacion de Águas Subterráneas – una metodologia basada en datos existentes**. 2ª Edição. Lima, Peru. Organizacion Mundial de la Salud, 1991.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C.; ANDREO, B. **The aquifer pollution vulnerability concept: aid or impediment in promoting groundwater protection?** In: *Hydrogeology Journal*. V.21. p. 1389-1392. 2013.

FRAGA, C. M. et al. **Exploratory assessment of groundwater vulnerability to pollution in the Sordo River Basin, Northeast of Portugal**. *Esc. Minas*. V. 66, n.1, p. 49-58, 2013.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ – FABHAT. **Plano de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê - UGRHI 06**. Ano Base 2016/2035. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/CBH-AT/11958/relatorio-i_plano_final-rev2.pdf> Acesso em 25 de Abril de 2017.

GALLINCHAND J. et al. **Kriging of hydraulic conductivity for subsurface drainage design**. *J. Irrig. Drain Eng.*, v. 17, n.5, p.667-681, 1991.

GAMMA DESIGN SOFTWARE. **GS+ Version 10: Geostatistics for the Environmental Sciences**. Gamma Design Software, Plainwell, Michigan USA, 2012. Disponível em: <<http://www.gammasoftware.com/>>. Acesso em: Dezembro 2018.

GOGU R. C.; DASSARGUES A. **Current Trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods**. *Environmental Geology*. V.39, n.6, p.549 -559, 2000

GOLDER & MONAHAN: Golder Associates Ltd. & Monahan Petroleum Consulting. Report

on: Groundwater vulnerability mapping - Township of Langley, Langley, British Columbia, 2005.

GUIGUER, N.; KOHNKE, M. W. **Métodos para determinação da vulnerabilidade de aquíferos**. Águas Subterrâneas, n. 1, 2002.

GUIMARAES, W. D. **Geoestatística para o mapeamento da variabilidade espacial de atributos do solo**. 2013. 72 f. Tese (Doutorado) – UFV, Viçosa.

GURGUEIRA, M. D. **Correlação de dados geológicos e Geotécnicos na Bacia de São Paulo**. 80 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Geotectônica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.. ,

HIRATA, R. C. A.; FERREIRA, L. M. R. **Os Aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: Disponibilidade Hídrica e Vulnerabilidade à poluição**. Revista Brasileira de Geociências. V. 31, n. 1, p 43-50, 2001.

HORTON, R. E. **The role of infiltration in the hydrologic cycle**. Transactions, American Geophysical Union. v 14, p. 446–460, 1933.

HOWDEN, N.; MATHER, J. **History of Hydrogeology**. 1º Ed. Taylor Francis Group, 2014.

HUGHSON, L. et al. **Cokringing limited transmissivity data using widely sampled specific capacity from pump tests in an alluvial aquifer**: Ground Water, V. 34, N.1, p. 12 -18, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA – IBGE. **Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação**. Disponível em: (<https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>) Acesso: Agosto, 2018

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA – IBGE. 2018b. **Panorama São Bernardo do Campo**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-bernardo-do-campo>> Acesso em: Setembro, 2018

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA – IBGE. 2018b. **Panorama Diadema**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/diadema>> Acesso em: Setembro, 2018

ISAAKS, E.H. & SRIVASTAVA, R.M. **An introduction to applied geostatistics**. New York,

Oxford University Press, f. 561, 1989.

- JEANNES et al. **Quantifying the transferability of hydraulic parameters using geostatistics**: The Boom Clay Case. Physics and Chemistry of the Earth, V 65, P. 20 -31, 2013.
- JILALI A. et al. **Vulnerability mapping and risk of groundwater of the oasis of Figuig, Morocco**: application of DRASTIC and AVI methods. Springer, V.8, P.1611 – 1621, 2013.
- JOURNEL, A.G. & ROSSI, M. **When do we need a trend model in kriging?**: Math. Geology, V.21, P. 715-739, 1989.
- JOURNEL, A.G. & ROSSI, M. – **Mining geostatistics** : 5ed. London: Academic 600p. 1991.
- KALBERER P, MOTTA L, WALKER M. **Open Layers plugin for QGIS**. Disponível em: <http://hub.qgis.org/projects/openlayers>. Acesso: <Dezembro, 2018>.
- KAZAKIS, N. VOUDORIS K. **Comparison of three applied methods of groundwater vulnerability mapping**: A case study from the Florina basin, Northern Greece. Springer, V. 2, p. 359 -367, 2001
- KRIGE, D. G. **A Statistical Approaches to Some Basic Mine Valuation Problems on the Witwatersrand**. Journal of the Chemical, Metallurgical and Mining Society of South Africa, v. 52, p. 119-139, 1951.
- LANDIM, P.M.B. - **Análise estatística de dados geológicos** (2a. Edição) – Editora UNESP, 253 p. 2003.
- LAUJANIE, C. **A geostatistical approach to air pollution Modelling..** In: DAVID et al. **Geostatistical for Natural Resources** Characterization, P. 877 – 891, NATO ASI SERIES, 1984.
- LEGRAND, H. **System for evaluating contamination potential of some waste sites**. American Water Work Association Journal. v. 56, n. 8, p. 959-974. 1964.
- LEITE, C.B.B. **Avaliação do impacto do reservatório Três Irmãos sobre a superfície potenciométrica do aquífero livre na cidade de Pereira Barreto (SP) - uma abordagem numérica e geoestatística**. 2005. Tese – UNESP/Rio Claro.
- LOBO-FERREIRA, J.P.; CABRAL, M. **Proposal for an operational definition of**

vulnerability for the European Community's Atlas of Groundwater Resources.
In: framework of the Meeting of the European Institute for Water, Groundwater Work Group Brussels. 1991.

LOBO-FERREIRA, J. P. C. **Vulnerabilidade à poluição de águas subterrâneas: Fundamentos e conceitos para uma melhor gestão e protecção dos aquíferos de Portugal.** In: Congresso Da Água, 4., 1998, Lisboa.

LUDGREEN et al. **A Precisão da Estimativa do Erro da Krigagem pela Validação Cruzada.** Floresta e Ambiente, v. 24, p. 1-12, 2017.

MATHERON, G. **Principles of Geostatistics.** Economic Geology, 58, 1246-1266. 1963.

MATHERON, G. **The theory of regionalized variables and its applications - Les Cahiers du Centre de morphologiemathématique de Fontainebleau.** École Nationale Supérieure des Mines de Paris, f. 211, 1971.

MARGAT, J. **Ground water vulnerability to contamination. Bases de al cartographie.** Orleans, France. 1968.

MONTENEGRO, A.A.A. ; MONTENEGRO, S.M.G.L. **Variabilidade espacial de classes de textura, salinidade e condutividade hidráulica de solos em planície aluvial.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 10, p. 30-37, 2006.

MORADI M. et al. **Geostatistic Approaches for Investigating of Soil Hydraulic Conductivity in Shahrekord Plain, Iran.** American Journal of Mathematics and Statistics. 1967.

MURART, et al. **Comparing vulnerability mapping methods in two canadian hydrogeological settings.** In: 57ième congrès canadien de géotechnique. 2004. Canadá.

MOUSTAFA, M.M. **A geostatistical approach to optimize the determination of saturated hydraulic conductivity for large-scale subsurface drainage design in Egypt.** Agric. Water Manag, v.42, p. 291-312, 2000.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). **Ground Water Vulnerability Assessment.**

Predicting Relative Contamination Potential Under Conditions of Uncertainty (1993)

- WAEGENINGH, H. G. V.; DUIJVENBOODEN, W. V. **Vulnerability of soil and groundwater to pollutants**: international conference Noordwijkaan Zee, The Netherlands, March 30 - April 3, 1987. TNO Committee on Hydrological Research, p. 1143, 1993.
- OLEA, R. **A. Geostatistics for engineers and earth scientists**. 3 ed. Boston, Mass. Kluwer Academic Publ. f 303, 2003.
- OLIVEIRA, D. C.: **Modelos de avaliação da vulnerabilidade de aquíferos**. 2013. 41 f. **Monografia** (Bacharel em Geologia) - Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- OLIVEIRA, M. O.; LOBO-FERREIRA, J. P. C. **Análise de Sensibilidade da Aplicação de Métodos Indexados De Avaliação da Vulnerabilidade À Poluição De Águas Subterrâneas**. In Anais... Jornadas Luso-Espanholas sobre Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica. Faro, 2003.
- PARALTA, E. A., FRANCÉS, A. P. SARMENTO, P. A. **Caracterização Hidrogeológica E Avaliação Da Vulnerabilidade à Poluição Agrícola Do Aquífero Mio-Pliocénico Da Região De Canhestros (Alentejo)**. In: 6º Congresso da água. Lisboa, 2002.
- PUTANTRO, T. T. et al. **Application of Aquifer Vulnerability Index (AVI) method to assess groundwater vulnerability to contamination** in Semarang urban area. In: Matec of Conference n. 159, 2018.
- QUELUZ, J. T. Q.; STURARO J. S. **Espacialização da vulnerabilidade do aquífero guarani no município de ribeirão bonito -SP**. In: II simpósio de geoestatística aplicada em ciencias agrarias. P. 19-20, 2011.
- RAHMAN, A. **A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India**. Applied Geography, v.28, n. 1, p 32–53, 2008.
- RAJU, N. J.; RAM, P.; GOSSEL, W. **Evaluation of Groundwater Vulnerability in the Lower Varuna Catchment Area**, Uttar Pradesh, India using AVI Concept. Journal Geological Society of India Utar. v. 83, p.273-278, 2014.
- RICOMINI, C.; SANT'ANNA, L.; FERRARI, A. **Evolução geológica do rift continental do sudeste do Brasil**. 2004. In: MANTESSO-NETO et al.; Geologia do continente Sul-

Americano: evolução da obra de Fernando Flávio de Almeida. São Paulo: EditoraBeca, 2004. Cap.23. pp.383-406.

ROGIERS et al. **High-resolution saturated hydraulic conductivity logging of boreholecores using air permeability measurements.** Hydrogeology Journal, v. 22, p.1345–1358, 2014.

SA. V. R.. **Aplicação de métodos geoestatísticos no estudo das distribuições espaciais de condutividade hidráulica em áreas do Sistema Aquífero Guarani (SAG) e no Sistema Aquífero Baurso (SAB) no estado de São Paulo, Brasil.** 197 p. Dissertação (Mestrado).IGC USP .2016. São Paulo.

SABESP. **Uso Racional da Água.** Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=137>> Acesso em: 12/12/2018

SANTOS, M. G.; PEREIRA, S. Y. **Método AVI (Aquifer Vulnerability Index) para a classificação da vulnerabilidade das águas subterrâneas na região de Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro.** In: EngSanit Ambient. V.16, n.3, p. 281-290. 2011.

SAMAKE, M. et al. **Groundwater Vulnerability Assessment in Shallow Aquifer in Linfen Basin, Shanxi Province, China Using DRASTIC Model.** Journal of Sustainable Development, v. 4. n.1. 2011.

SCHERPINSKI, C. et al. **Variabilidade espacial da condutividade hidráulica e da infiltração da água no solo** Acta Scientiarum. Agronomy Maringa, v. 32, n. 1, p. 7-13, 2010

SERVIÇO GEOLOGICO DO BRASIL – CPRM. **Sistema de Informações de águas subterrâneas.** Pesquisa Geral. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/pesquisa_complexa.php> Acesso em: Setembro 2018.

SERVIÇO GEOLOGICO DO BRASIL – CPRM; SECRETARIA DE GEOLOGIA MINERAL E TRANSFORMAÇÃO MINERAL; MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME. **Mapa Geodiversidade do Estado de São Paulo.** Escala 1:750.000, 2009.

- SOARES, A. **Geoestatística para as ciências da terra e do ambiente**. 2. ed. Lisboa: IST Press, 2006.
- STEMPVOORT D. V., EWERT L., WASSENAAR L. **Aquifer Vulnerability Index: a Gis - Compatible Method for Groundwater Vulnerability Mapping**, Canadian Water. Resources Journal. v.18, n. 1, p 25-37, 1992.
- STURARO J. R.; LANDIM, P. M. B.; RIEDEL, P. S. **O Emprego da Técnica Geoestatística da Krigagem Indicativa em Geotecnia Ambiental**. Revista Solos e Rochas, v. 23, n. 3, p. 157-164, 2000.
- STURARO. J. R. **Apostila de Geoestatística Básica**. Rio Claro. UNESP. 2015. 34p.
- TALTASSE, P. **Mapas da vulnerabilidade à poluição dos lençóis aquíferos do município de Campinas (SP)**. Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. Ed. 1. 1972.
- TRAGMAR B. B., et al. **Application of geostatistics to spatial studies of soil properties**. Advances in agronomy. V. 38, P. 45-94, 1986.
- TODD, D. K., MAYNARD, L. W. **Groundwater Hydrology**. 3. Ed. EUA: John Wiley & Sons, 2005.
- VAN DER ZAAG, P. et al. **Procedures in soil class Workshop**. 4ed. Kigali Rwanda. 1981.
- VAN KUILENBURG. et al. Accuracy of spatial interpolation between point data on soil moisture supply capacity, compared with estimates from mapping units Geoderma. V.27, P. 311-325, 1982
- VRBA J.; ZAPOROŽEC, A. **Guidebook on mapping groundwater vulnerability**. In: **International Association of Hydrogeologists**. V. 16, p. 119-131. 1994.
- VIAS, J. M. et al. **Comparative Study of Four Schemes for Groundwater Vulnerability Mapping in a Diffuse Flow Carbonate Aquifer Under Mediterranean Climatic Conditions**. Environ Geol, v. 14, n. 47, p 586–595, 2005.
- VIEIRA, S. M.; LEITE, C. B. B.; TANAJURA, D. S. **Comparação entre os Métodos AVI, GOD e DRASTIC na Estimativa da Vulnerabilidade das Águas Subterrâneas no Aquífero Guarani**. In Anais... Porto, 13 Silusba, 2017.

- WAEGENINGH H. G.; DUIJVENBOODEN, W. van **Vulnerability of soil and groundwater to pollutants (Verslagen en medelingen)**. International Conference, Noordwijk aan Zee, The Netherlands, March 30 - April 3. 1993
- YAMAMOTO, J.K.; LANDIM, P.M.B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de textos, f. 215, 2013.
- YAMAMOTO, J. K. **Sistema GeoVisual**. Versão 4.0, SãoPaulo, 2009.
- YAMAMOTO J. K. **Geoestatística aplicada**. 82 pag. 2003

Anexo 1

UTM L	UM N	K 75 cm/s	K 150 cm/s	K médio
334533.4	7378788.3	2.82E-06	2.82E-06	2.82E-06
335440.3	7378577.1	1.29E-05	1.18E-05	1.23E-05
335587.6	7379645.1	1.43E-03	4.21E-03	2.82E-03
333782.2	7380546.9	4.10E-07	3.83E-07	3.97E-07
336773.1	7379213.0	3.83E-03	3.59E-05	1.93E-03
336582.4	7378020.3	3.58E-07	2.34E-07	2.96E-07
334283.8	7379305.0	9.80E-04	6.41E-03	3.69E-03
338414.4	7379418.7	1.63E-04	6.23E-04	3.93E-04
339450.1	7380358.7	2.89E-04	9.21E-07	1.45E-04
339788.2	7379829.8	2.36E-04	6.55E-08	1.18E-04
340052.9	7375661.9	1.79E-06	3.18E-07	1.05E-06
339169.1	7376192.2	1.09E-05	1.09E-05	1.09E-05
339586.7	7377266.6	2.92E-02	5.54E-05	1.46E-02
338928.5	7377961.2	2.35E-06	6.40E-05	3.32E-05
337847.1	7377472.8	6.78E-03	2.34E-07	3.39E-03
337317.3	7382641.6	3.76E-05	1.48E-06	1.96E-05
336573.9	7382367.7	2.28E-04	2.28E-04	2.28E-04
339620.3	7382224.1	4.86E-04	4.20E-04	4.53E-04
336627.6	7381269.0	6.44E-05	6.44E-05	6.44E-05
336684.9	7383711.2	2.99E-04	7.28E-04	5.14E-04
335848.4	7382829.9	2.28E-04	3.18E-07	1.14E-04
338172.7	7381453.4	7.28E-04	1.97E-03	1.35E-03
337369.5	7383867.6	1.67E-09	1.67E-09	1.67E-09
338511.5	7376528.6	1.96E-06	2.70E-06	2.33E-06
338529.0	7375827.7	9.03E-06	9.03E-06	9.03E-06
335918.6	7381730.5	2.30E-05	2.24E-05	2.27E-05
335597.0	7381058.7	2.65E-02	7.28E-04	1.36E-02
337144.8	7375494.8	2.55E-02	3.36E-04	1.29E-02
337282.0	7379778.6	4.66E-04	7.87E-04	6.26E-04
334478.0	7382332.2	2.04E-06	4.57E-05	2.39E-05
334529.9	7381541.1	2.01E-02	2.01E-02	2.01E-02
339942.5	7378854.2	1.79E-06	1.79E-06	1.79E-06
336508.9	7380669.4	6.67E-06	6.67E-06	6.67E-06
334024.7	7380040.4	5.13E-04	1.79E-06	2.57E-04